

# **Estudos sobre artrópodes e serviços ecossistémicos no Parque Natural de Montesinho**

**Bruno Calheiros Nogueira**

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do  
Grau de Mestre em Gestão de Recursos Florestais*

Orientado por:

**Doutora Maria Villa**

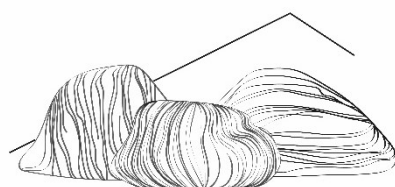
**Prof. Doutor José Castro**

**Bragança**

**2023**



Este trabalho foi realizado no âmbito do Observatório de Montesinho — Dionísio Gonçalves



OBSERVATÓRIO  
DE MONTESINHO  
DIONÍSIO GONÇALVES



Se todos aceitassem o primeiro "não", o mundo seria um enorme silêncio.



## Agradecimentos

Gostaria de expressar o meu mais sincero agradecimento a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a sua realização.

Em primeiro lugar agradecer à minha orientadora, Doutora María Villa por todo o apoio prestado durante a realização deste trabalho. Agradeço as sugestões e correções valiosas sem as quais não seria possível concluir o trabalho. Agradeço também a motivação, a sua constante disponibilidade, a confiança e incentivo depositado e sobretudo toda a amizade demonstrada e boa disposição.

Ao meu coorientador, Professor Doutor José Castro, pela sua amizade e o seu apoio constante, as sugestões e as correções ao trabalho escrito e acima de tudo agradeço as palavras de incentivo e de confiança ao longo deste ano que em muito contribuíram para a melhor realização deste trabalho.

Ao CIMO (Centro de Investigação de Montanha) pelo acolhimento, ao Instituto Politécnico de Bragança em especial à Escola Superior Agrária por toda a hospitalidade e contribuição na minha formação académica.

A todos os proprietários dos terrenos e a todos os presidentes de junta envolvidos, que muito contribuíram para que este trabalho fosse possível.

A todos os meus colegas de laboratório de Agrobiotecnologia pela forma amigável como me acolheram.

À minha família, especialmente aos meus pais e à minha irmã, pela motivação, ânimo, amor, carinho, palavras, e por acreditarem no meu esforço e no meu empenho e apoiarem sempre as minhas escolhas. Aos meus avós e tios por sempre acreditarem no meu percurso e no meu esforço. À minha namorada, pelo seu carinho, motivação e amor incondicional, por sempre acreditar em mim e pelo seu orgulho sincero no meu percurso. Aos amigos para sempre, pela amizade verdadeira, pelas gargalhadas e pelas aventuras vividas.



## Resumo

Os artrópodes asseguram serviços ecossistêmicos importantes, constituindo elementos-chave no funcionamento da maioria dos ecossistemas. O atual declínio da biodiversidade deste filo é particularmente preocupante, representando uma grave ameaça para a sustentabilidade do planeta. No entanto, o conhecimento sobre os artrópodes de muitas regiões, sobre as suas funções, e sobre os recursos que necessitam para completar os seus ciclos de vida, é ainda insuficiente. É o caso do Parque Natural de Montesinho. Neste contexto, os objetivos definidos para este trabalho são determinar a distribuição dos principais grupos de artrópodes em habitats relevantes nesta área protegida – lameiros, soutos, matos e azinhais – e avaliar a relação entre as suas funções e os seus habitats, e a diversidade funcional e taxonómica da vegetação. Para tal, foram amostrados artrópodes do solo e da vegetação, e respetiva flora, durante a primavera de 2022 (meses de maio e junho). Os artrópodes foram capturados através de armadilhas de queda (solo) e rede entomológica (vegetação). Em laboratório, os artrópodes foram identificados até o nível taxonómico mais detalhado possível, e classificados por grupos funcionais. Foram registadas a abundância das espécies vegetais e as suas características funcionais mais importantes para os artrópodes. Posteriormente, foram calculados índices de diversidade funcional e taxonómica, e avaliada a resposta dos artrópodes ao habitat e às plantas. No total foram capturados 13081 artrópodes, pertencentes a seis grupos funcionais (predadores, fitófagos, omnívoros, polinizadores, parasitoides e parasitas) e identificadas 153 espécies de plantas pertencentes a 37 famílias. Nos artrópodes do solo dominam os predadores e omnívoros e nos artrópodes da vegetação, fitófagos e predadores. Relativamente à relação dos artrópodes com o tipo de habitat, a diversidade taxonómica em lameiros e soutos não mobilizados foi superior que em matos e azinhais, onde se encontraram relações positivas com algumas funções dos artrópodes (i.e., predadores e fitófagos), demonstrando a importância destes habitats para a sua dinâmica funcional durante a primavera. Os habitats seminaturais, apesar de uma abundância de artrópodes menor, revelaram abundâncias significativas em grupos funcionais importantes como predadores, polinizadores ou parasitoides. Em relação à resposta dos artrópodes à vegetação, verificou-se uma relação positiva entre a diversidade taxonómica da flora, mais elevada em soutos e lameiros, e a maioria dos grupos funcionais de artrópodes. Por outra parte, a abundância de alguns grupos funcionais de artrópodes incrementou com a dispersão (predadores, fitófagos e tendencialmente polinizadores), vulnerabilidade

(predadores) e originalidade (fitófagos) funcional das plantas, sugerindo que certas características (e.g. forma ou cor da flor) poderiam ser mais relevantes para as funções dos artrópodes do que índices de diversidade funcional agregados. Por outro lado, a menor redundância e maior vulnerabilidade funcional, da vegetação dos habitats seminaturais é indicadora da necessidade de uma atenção especial para a conservação da sua diversidade funcional. Assim, os resultados revelam a vulnerabilidade dos habitats seminaturais, e a importância dos lameiros e soutos para as funções dos artrópodes na primavera, abrindo caminho para futuros estudos sobre interações habitat-planta-artrópode numa perspectiva baseada em características.

**Palavras-chave:** Interações habitat-planta-artrópode; serviços ecossistêmicos; ecologia funcional; grupos funcionais; Parque Natural de Montesinho; conservação da biodiversidade.

## **Abstract**

Arthropods provide important ecosystem services, constituting key-elements for most ecosystem functioning. The current biodiversity decline of this phylum is particularly worrying, representing a serious threat for the Earth sustainability. However, the knowledge about arthropods, their functions, and the main resources they need to complete the life cycles, in many regions is insufficient. This is the case of the Natural Park of Montesinho. In this context, the goals defined for this work are to determine the main arthropod groups distribution in relevant habitats of this protected area – grasslands, chestnut orchards, scrublands and oak forests – and to evaluate the relationships among arthropod functions, their habitats and the functional and taxonomic plant diversity. For that, arthropods from the soil and the vegetation, and corresponding flora were sampled during spring 2022 (in May and June). Arthropods were captured through pitfall traps (soil) and entomological net (vegetation). In laboratory, arthropods were identified to the most accurate possible level and classified by functional group. Plant species abundance and their relevant functional traits for arthropods were recorded. Then, functional and taxonomic diversity indexes were calculated and the response of the arthropods to habitat and plants analyzed. A total of 13081 arthropods, belonging to six functional groups (predators, phytophagous, omnivorous, pollinators, parasitoids and parasites) were captured and 153 plant species belonging to 37 families identified. Soil arthropods were dominated by predators and omnivores and vegetation arthropods by phytophagous and predators. Regarding the response of arthropods to the habitat type, arthropod taxonomic diversity in grasslands and non-tilled chestnut orchards was higher than in scrublands and oak forests, where some positive relationships were found with some arthropod functions (i.e., predators and phytophagous), indicating the importance of these habitats for its functional dynamic during the spring. Seminatural habitats, despite their lower arthropod abundance, showed significant abundances in important functional groups, such as predators, pollinators or parasitoids. In relation to the response of arthropods to vegetation, a positive relationship between the plant taxonomic diversity, higher in chestnut orchards and grasslands, and most of the arthropod functional groups was verified. On the other hand, the abundance of some functional groups of arthropods increased with the plant functional dispersion (predators, phytophagous and tendentially pollinators), vulnerability (predators) and originality (phytophagous), suggesting that certain traits (e.g., flower shape or color) could be more relevant for arthropods than

aggregated functional diversity indexes. Moreover, the lower functional redundancy and higher vulnerability of seminatural vegetation habitats indicates the need of a special attention for its functional biodiversity conservation. Thus, results reveal the vulnerability of seminatural habitats, the significance of grasslands and chestnut orchards and the significance of grasslands and chestnut orchards for the arthropod functions in spring, paving the way for future studies about habitat-plant-arthropod interactions from a trait-based ecology approach.

**Keywords:** habitat-plant-arthropod interactions; ecosystem services; functional ecology; functional groups; Natural Park of Montesinho; biodiversity conservation

# Índice

<b>Resumo</b> .....	III
<b>Abstract</b> .....	V
Índice de figuras.....	IX
Índice de tabelas.....	XI
<b>Capítulo 1 – Enquadramento, objetivos e estrutura</b> .....	1
<b>Capítulo 2 – O Parque Natural de Montesinho, biodiversidade e serviços ecossistémicos: artrópodes como caso de estudo</b> .....	5
Resumo.....	7
Os serviços dos ecossistemas.....	8
As funções dos artrópodes como fornecedores de serviços ecossistémicos.....	9
O Parque Natural do Montesinho.....	10
Ecossistemas relevantes do Parque Natural de Montesinho como habitat potencial para artrópodes.....	13
Artrópodes no Parque Natural de Montesinho.....	19
Conclusão.....	19
Bibliografia.....	21
<b>Capítulo 3 – Artrópodes e as suas funções nos principais habitats do Parque Natural de Montesinho</b> .....	27
Resumo.....	29
Introdução.....	31
Material e métodos.....	33
Resultados.....	38
Discussão.....	46
Conclusão.....	50
Bibliografia.....	51

Material suplementar.....	57
<b>Capítulo 4 – Relações entre comunidades de plantas e artrópodes numa área protegida do Mediterrâneo.....</b>	<b>65</b>
Resumo.....	67
Introdução.....	69
Material e métodos.....	71
Resultados.....	79
Discussão.....	85
Conclusão.....	90
Bibliografia.....	91
Material suplementar.....	98
<b>Capítulo 5 – Conclusão geral e perspectivas futuras.....</b>	<b>109</b>
Conclusão geral.....	111
Perspetivas futuras.....	112
Bibliografia.....	113

## Índice de figuras

Figura 1 - Enquadramento do Parque Natural de Montesinho na Rede Nacional de Áreas Protegidas, Rede Natura 2000, e Reserva da Biosfera UNESCO.....	11
Figura 2 - Ocupação do solo do Parque Natural de Montesinho e localização dos locais de amostragem.....	33
Figura 3 - (A) instalação de armadilhas de queda; (B) detalhe de armadilha de queda; (C) armadilhas de queda instaladas em lameiro.....	35
Figura 4 - (A) detalhe da rede entomológica; (B) amostragem de artrópodes da vegetação.....	36
Figura 5 - Triagem e identificação de artrópodes.....	36
Figura 6 - Percentagem dos taxa principais por grupo funcional de artrópode.....	38
Figura 7 - Abundância de artrópodes do solo (média + erro padrão) por grupos funcionais nos diferentes habitats.....	39
Figura 8 - Abundância de artrópodes da vegetação (média + erro padrão) por grupos funcionais nos diferentes habitats.....	40
Figura 9 - Resposta da riqueza taxonómica (A: solo; C: vegetação) e do índice de diversidade de Shannon taxonómico (B: solo; D: vegetação) das ordens de artrópodes ao habitat (lameiro; souto; mato; azinhal) e mês de captura (maio; junho). Letras minúsculas diferentes mostram diferenças significativas para o habitat. Letras maiúsculas diferentes mostram diferenças significativas para o mês de captura.....	41
Figura 10 - Resposta da riqueza funcional (A: solo; e C: vegetação) e do índice de diversidade de Shannon funcional (B: solo; D: vegetação) das ordens de artrópodes ao habitat (lameiro; souto; mato; azinhal) e mês de captura (maio; junho). Diferentes letras minúsculas mostram diferenças significativas para o habitat. Letras maiúsculas diferentes mostram diferenças significativas para o mês de captura.....	42
Figura 11 - Resposta dos grupos funcionais de artrópodes (predadores, parasitoides, fitófagos, omnívoros e polinizadores) no solo ao habitat (lameiros, soutos, matos, azinhais) e mês de captura (maio, junho). Letras minúsculas diferentes mostram diferenças significativas para o habitat. Letras maiúsculas diferentes (na legenda da Figura) mostram diferenças significativas para a data de captura.....	43

Figura 12 - Resposta dos grupos funcionais de artrópodes (predadores, parasitoides, fitófagos, omnívoros e polinizadores) na vegetação herbácea (rede entomológica) ao habitat (lameiro, souto, mato, azinhal) e mês de captura (maio, junho). Letras minúsculas diferentes mostram diferenças significativas para o habitat. Letras maiúsculas diferentes (na legenda da Figura) mostram diferenças significativas para o mês de captura.....	45
Figura 13 - Relação da riqueza taxonómica e funcional e do SDI taxonómico e funcional.....	45
Figura 14 - Localização das áreas de estudo no Parque Natural de Montesinho.....	71
Figura 15 - Percentagem de cobertura das famílias mais abundantes plantas em lameiros, soutos, matos e azinhais em maio e junho de 2022.....	80
Figura 16 - Diversidade taxonómica de plantas (Riqueza e índice de diversidade de Shannon - SDI) (média ± SE) em diferentes habitats (1: lameiro, 2: souto, 3: mato, 4: azinhal) em maio e junho de 2022. Letras diferentes indicam diferenças significativas.....	81
Figura 17 - Índices de diversidade funcional de plantas (dispersão, riqueza, divergência, equitabilidade, originalidade, especialização, número de entidades funcionais, redundância e vulnerabilidade) (média ± SE) em diferentes habitats (1: lameiro, 2: souto, 3: mato, 4: azinhal) em maio e junho de 2022. Letras diferentes indicam diferenças significativas.....	83

## Índice de tabelas

Tabela 1 - Função ecossistêmica relevante para artrópodes, características das plantas utilizadas, categoria da característica (nominal ou ordinal), classificação das características, e fontes utilizadas para a seleção das características e a sua categorização (Gardarin et al., 2018; Fornoff et al., 2017; Margaris et al., 1984; Badre et al., 1998; Tian et al., 2019; Mohammadzadeh, et al., 2020; Navarro et al., 2021; Mahdavi et al., 2016; Castroviejo 1986-2012; Aguiar, 2020).....	75
Tabela 2 - Resultados dos GLMM para a resposta de predadores, fitófagos, polinizadores, omnívoros, parasitoides e detritívoros à diversidade funcional e taxonômica de plantas, o habitat amostrado (solo e vegetação) e o mês (maio e junho).....	84



A photograph of a tree trunk in a field with a white text box overlaid at the top. The text box contains the title of the chapter.

# Capítulo 1 – Enquadramento, objetivos e estrutura



## Enquadramento, objetivos e estrutura

Os artrópodes são importantes fornecedores de serviços ecossistémicos, constituindo elementos-chave para o funcionamento dos ecossistemas. O atual declínio da biodiversidade neste grupo é particularmente preocupante, representando uma grave ameaça para a sustentabilidade do planeta. Existe também um conhecimento insuficiente sobre os artrópodes, no Parque Natural Montesinho (PNM), a nível das suas funções e os fatores que influenciam as suas populações.

Os objetivos definidos para este trabalho são:

- i. Identificar os principais grupos de artrópodes e a suas funções em habitats relevantes (lameiros, soutos, matos e azinhais) do PNM durante a primavera.
- ii. Avaliar a relação entre as funções representadas pelos artrópodes (diversidade funcional) e os habitats selecionados.
- iii. Descrever a comunidade de plantas nos habitats de estudo a nível taxonómico e funcional.
- iv. Avaliar a relação entre as funções representadas pelos artrópodes e a diversidade de funcional e taxonómica de plantas.

A presente tese de mestrado é composta das seguintes seções: um capítulo introdutório (capítulo 2) no que a modo de revisão, é contextualizado o objeto de estudo e a problemática abordada; dois capítulos, redigidos com estrutura de artigo científico (capítulo 3 e 4) que, com recurso aos mesmos locais de estudo e amostragens, abordam o objetivo (i) e (ii) (capítulo 3) e (iii) e (iv) (capítulo 4) respetivamente; finalmente, o capítulo 5 é destinado à conclusão geral e perspetivas futuras, na que de forma integrada é realizada uma conclusão global do estudo no seu conjunto, e indicadas as perspetivas futuras após a conclusão deste trabalho.



Capítulo 2 – O Parque Natural de Montesinho,  
biodiversidade e serviços ecossistémicos:  
artrópodes como caso de estudo





# **O Parque Natural de Montesinho, biodiversidade e serviços ecossistêmicos: artrópodes como caso de estudo**

## **Resumo**

Os ecossistemas são constituídos por organismos que sustentam bens e serviços vitais para a vida na Terra e para a Humanidade. O filo Arthropoda contém inúmeras espécies responsáveis por serviços de extrema relevância como polinização, controlo biológico ou decomposição da matéria orgânica. Apesar da sua abundância e da sua relevância para todos os ecossistemas do planeta têm sido negligenciado quer na sua conservação, quer nas avaliações e atividades de gestão ambiental. Por outro lado, têm-se documentado declínios importantes nos artrópodes devidos a fatores como a perda de habitat ou as alterações climáticas. As áreas naturais protegidas, como o Parque Natural de Montesinho (PNM) representam laboratórios vivos para o estudo de processos ecológicos associados às dinâmicas dos artrópodes. O Parque Natural de Montesinho inclui numerosos ecossistemas, como lameiros, soutos, matos e azinhais, que são habitats cruciais para a biodiversidade desta área protegida e potenciais habitats para os artrópodes. No entanto, a sua comunidade de artrópodes é muito pouco conhecida, com estudos limitados principalmente a gafanhotos, borboletas e libelinhas. O PNM apresenta, portanto, uma elevada diversidade de habitats e uma localização e contexto socioeconómico que o faz particularmente suscetível às perturbações como alterações climáticas ou alterações de habitats. Por isso torna-se urgente desenvolver estudos que abordem a biodiversidade de artrópodes nos vários ecossistemas do PNM, os serviços ecossistêmicos por eles sustentados e os fatores que determinam as suas dinâmicas e padrões de distribuição.

Palavras-chave: Arthropoda, serviços ecossistêmicos, conservação da biodiversidade, sustentabilidade

## Os serviços dos ecossistemas

Os ecossistemas são constituídos por um conjunto de comunidades formadas por plantas, animais, microrganismos e habitats relacionados por interações complexas. As inúmeras formas que assume a biodiversidade resultam destas interações. Os bens e serviços que os ecossistemas fornecem são vitais para a vida na Terra e para a Humanidade. Os bens produzidos pelos ecossistemas incluem alimentos, água, combustíveis e biomassa. Os serviços fornecidos passam pelo abastecimento de água, purificação do ar, reciclagem natural de resíduos, formação de solo, polinização e mecanismos de regulação do clima, das populações de animais, plantas e outros organismos. Pelo facto de estarem disponíveis sem qualquer custo, e apesar da sua enorme relevância para as populações humanas, estes bens e serviços não são devidamente valorizados pela sociedade (União Europeia, 2010).

Os serviços ecossistémicos são classificados em quatro tipos (União Europeia, 2010):

- Serviços de aprovisionamento: alimentos (e.g., carne, peixe, legumes); água; madeira; fibra; oxigénio.
- Serviços de regulação: regulação do clima; pluviosidade; resíduos; pragas e doenças de culturas agroflorestais; fixação de carbono.
- Serviços culturais: paisagem; inspiração artística; recreação; bem-estar pessoal e espiritual.
- Serviços de apoio: formação de solo; fotossíntese; ciclo de nutrientes.

Muitos dos serviços ecossistémicos não se encontram ainda identificados, requerendo uma abordagem de proteção e conservação da natureza que os acautele. O conhecimento científico vem demonstrando que grande parte da biodiversidade, essencial para a manutenção e preservação dos ecossistemas, já estará perdida, encontrando-se outra parte sob grande pressão (União Europeia, 2010). Segundo dados da União Europeia (2010), cerca de 80% dos diferentes habitats da Europa estão ameaçados, 40% das áreas agrícolas correm o risco de se transformarem em culturas intensivas, e nos últimos 100 anos, as atividades humanas promoveram a extinção de numerosas espécies.

## As funções dos artrópodes como fornecedores de serviços ecossistêmicos

As espécies do filo Arthropoda são animais invertebrados com um exoesqueleto, um corpo segmentado, e apêndices articulados. Os artrópodes distribuem-se por dezenas de classes agrupadas em insetos, aracnídeos, crustáceos e milípedes/centípedes. Distinguem-se pelos seus membros articulados e cutícula feita de quitina, muitas vezes mineralizada com carbonato de cálcio. Representando mais 75% da biodiversidade animal, artrópodes como as abelhas, as vespas, as formigas, as borboletas, as traças, as moscas ou os escaravelhos, são inestimáveis pelos serviços de extrema relevância que prestam à humanidade, nomeadamente como polinizadores, agentes de controlo biológico (predadores e parasitoides) ou detritívoros da matéria orgânica (Souza et al., 2018). Desempenham um papel central em muitos dos processos ecossistêmicos, como a herbivoria que afeta a fisiologia e a dinâmica das plantas, ou o seu papel como base alimentar para níveis tróficos mais elevados (Chowdhury et al., 2022). Cerca de 80% das espécies espontâneas dependem de insetos para a polinização (Chowdhury et al., 2022), pelo menos um 35% das culturas dependem de polinizadores (Klein et al., 2007), e 60% das aves utilizam insetos como fonte de alimento (Chowdhury et al., 2022). Segundo a Classificação Internacional Comum de Serviços de Ecossistema (CICES) - que identifica os vários indicadores para o mapeamento e avaliação dos serviços prestados por insetos - foram identificados cerca de 73 indicadores, nomeadamente 17 indicadores de aprovisionamento, 27 indicadores de regulação e de apoio e 29 indicadores culturais (Ameixa et al., 2018).

Apesar da sua abundância e da sua relevância para o funcionamento de todos os ecossistemas do planeta, os artrópodes são normalmente negligenciados, quer na sua conservação, quer nas avaliações e atividades de gestão ambiental. Estudos recentes na América do Norte e na Europa têm documentado declínios preocupantes na diversidade e abundância de artrópodes. Este declínio deve-se a fatores como: a intensificação da agricultura, alterações climáticas, perda de habitat e fragmentação, poluição, espécies invasoras e utilização de inseticidas. Sendo os insetos extremamente importantes para os ecossistemas, travar e inverter as suas tendências de declínio é uma das tarefas mais importantes para a sustentabilidade do planeta; no entanto apenas 8% das espécies estão

avaliadas pela Lista Vermelha (Chowdhury et al., 2022). Apenas estão documentadas 70 extinções de insetos desde o ano 1500. A Lista Vermelha relata que 11% dos escaravelhos europeus estão listados como ameaçados, cerca de 13% como quase ameaçados e 28% sem dados (Chowdhury et al., 2022). A conservação tem sempre o duplo objetivo de preservação da biodiversidade e o funcionamento do ecossistema, mas a maioria dos esforços acabam por destinar-se à conservação da biodiversidade, dando maior atenção às espécies mais raras (Marschalek e Deutschman, 2022).

Prevê-se que uma das perdas de biodiversidade de maior dimensão venha acontecer nos artrópodes, pelo que se espera que o funcionamento dos ecossistemas e o bem-estar humano associado possa colapsar. Por isso torna-se de extrema importância o mapeamento dos serviços de ecossistema fornecidos por insetos e outros artrópodes (Ameixa et al., 2018). Este mapeamento permitiria sensibilizar para a importância da conservação da diversidade destes animais. Pelas funções que fornecem, a sua conservação é sobretudo importante para os ambientes geridos pelo Homem, como os agroecossistemas e os sistemas agrofloretais, i.e. os sotos onde são agentes de controlo biológico (Souza et al., 2018). No entanto, a gestão de comunidades de artrópodes envolve um conhecimento aprofundado dos seus requisitos para a sobrevivência, reprodução e desenvolvimento (e.g., habitat, recursos tróficos). Estes recursos são muitas vezes fornecidos pelas comunidades de plantas que coexistem com os artrópodes (Gardarin et al., 2018). Pelo seu repositório em termos de biodiversidade, a realização do mapeamento e da compilação de conhecimentos associados são particularmente urgentes nas áreas protegidas, como é o caso do Parque Natural de Montesinho.

## O Parque Natural de Montesinho

O Parque Natural de Montesinho (PNM) localiza-se no Nordeste (NE) de Portugal na região de Trás-os-Montes. O PNM foi criado em 1979 pelo Dec.-Lei 355 de 30 de agosto para proteger os seus valores naturais, socioculturais e paisagísticos únicos que concentram uma biodiversidade singular (Castro et al., 2010; ICNF, 2020). Em 2015 foi integrado na Reserva da Biosfera da Meseta Ibérica que abrange também as áreas como



pedregosos, com teores de matéria orgânica elevados principalmente nas regiões mais altas e húmidas (Fonseca et al., 2008). A parte ocidental é mais ondulada, devido à rede hidrográfica do Tuela-Rabaçal, enquanto a orografia da parte oriental é mais planáltica (Pires et al., 1995).

O clima do PNM tem influência da continentalidade, mas devido ao seu relevo, apresenta diversos mesoclimas de montanha, na sua generalidade de tipo supra-mediterrânico onde a temperatura média anual varia entre 8 e 12 °C e a precipitação total anual de 1000 a 1600 mm (Bompastor et al., 2011; Aguiar, 2000; ICNF, 2022). Por isso, a sua vegetação apresenta uma significativa variação com as mudanças bruscas de altitude, à imagem do que acontece no monte Ventoux (Marselha, França) descrito por Barbero et al. (1978) e Aurelle et al. (2022) que passando de 400 metros até quase 2000 metros em apenas 10 km, é responsável por mudanças desde as florestas de tipo mediterrânico até aos prados de tipo alpino e ártico, implicando uma biodiversidade muito rica pelos seus diversos endemismos. Este conjunto de fatores são responsáveis por uma significativa e característica presença de nichos ecológicos e biodiversidade de espécies (Agroconsultores e Coba, 1991; Aguiar, 2000).

O PNM abrange 31 freguesias com 84 povoações onde habitam cerca de 4710 habitantes. A paisagem do PNM, tal como outras paisagens de montanha da bacia mediterrânica, é um mosaico de ecossistemas cuja biodiversidade depende há muito da ação destes habitantes cuja resiliência é hoje desafiada no contexto das alterações climáticas. Foram as práticas da agricultura e da pastorícia que ao longo dos tempos construíram e mantiveram a paisagem do PNM, assim como das outras regiões de montanha em Trás-os-Montes que tem vindo a despovoar-se desde os anos 60 do século passado (Ribeiro e Monteiro, 2014). Tal como na generalidade da montanha da Terra Fria Trasmontana em que se insere, a exploração da terra no PNM segue uma pauta aureolar em torno da aldeia – hortas, terrenos de cereal de sequeiro, pomares, matos, e floresta – ditada pela qualidade do solo, reservando as topografias convexas para os lameiros que enquadram as linhas de água e estruturam a paisagem (Aguiar, 2000). Da interação das comunidades humanas com o território, reconfigurando os sistemas de uso e ocupação do solo ao longo do tempo, resulta uma biodiversidade notável (Pires et al., 1995). A agricultura praticada pelos habitantes do PNM, tradicionalmente no sistema “batata-centeio-pecuária” com os seus prados permanentes ou lameiros (Aguiar, 2000) está em retrocesso desde há já várias

décadas, substituída agora pela exploração dos castanheiros devido à sua maior rentabilidade económica. Por isso, apenas cerca de 14% da população do PNM está empregada no setor agrícola ou silvícola. Não mais do que 1% do território é solo urbano, mas mais de 70% é ocupado por florestas ou matos (Silva et al., 2022).

Devido à elevada biodiversidade e dependência humana, o PNM é um laboratório natural para realizar estudos de adaptação num ambiente em rápida mudança, nomeadamente sobre artrópodes, sendo um local adequado para aplicar ações de gestão adaptativa que incluem processos evolutivos (Aurelle et al., 2022; Castro et al., 2021).

## Ecosistemas relevantes do Parque Natural de Montesinho como habitat potencial para artrópodes

Esta secção pretende realizar uma breve descrição dos principais ecossistemas do PNM, da sua biodiversidade e das suas características como potenciais habitats para os artrópodes.

De acordo com a Carta de Ocupação de Solos publicada em 2018 (COS, 2018) os ecossistemas mais representativos do PNM incluem: (i) prados permanentes seminaturais – lameiros; (ii) soutos; (iii) diferentes formações de espécies arbustivas espontâneas – matos; e (iv) florestas de *Quercus* sp. (Castro et al., 2010). Os soutos são dos ecossistemas mais significativos da paisagem do PNM para a economia local. Os matos e os azinhais (*Quercus rotundifolia* Lam.) são habitats cruciais para a biodiversidade desta área protegida.

### Lameiros

Tratam-se de ecossistemas estruturantes das regiões de montanha, com carácter identitário no Nordeste transmontano. Estes prados permanentes seminaturais de montanha estão no interface agricultura-floresta, sendo determinantes para a biodiversidade das áreas agrícolas. Segundo Pires et al., (1995), estas pastagens de montanha ocupam sistematicamente as parcelas adjacentes às linhas de água e zonas húmidas, ocupando

assim os melhores solos. Dependendo da altitude, disponibilidade de água, e distância às povoações, são utilizados de diferentes formas. Deste modo podemos considerar três grandes grupos de lameiros:

- Os lameiros de regadio, com rega durante o verão.
- Os lameiros de regadio imperfeito que se localizam perto das linhas de água com um caudal reduzido (a rega não é praticada).
- Os lameiros de sequeiro, junto das linhas de água que secam no verão ou mesmo no inverno quando existem longos períodos sem chuva; estes lameiros podem ocorrer também nos planaltos ou nos topos das encostas junto a nascentes que rebentam nos invernos de maior pluviosidade.

O valor dos lameiros é de carácter ecológico, económico, produtivo, paisagístico, turístico e cultural. Suportam a alimentação do gado nas regiões de montanha, mas são também determinantes da regulação do ciclo da água, promovendo descontinuidade na paisagem, essencial para promover heterogeneidade e regular perturbações como os incêndios (Pôças et al., 2007; Ribeiro e Monteiro, 2014; Ranzan, 2020). São diversos os autores que se têm focado nos lameiros desde diferentes postos de vista: (i) como recurso essencial para a bovinicultura (Pires et al., 1995); (ii) como fonte de diversidade vegetal (Aguiar, 2000); (iii) desde o ponto de vista dos solos (Fernandes et al., 2021; Matheus et al., 2018; Ranzan, 2020); (iv) são também importantes para a disponibilidade dos recursos hídricos, (v) a regulação do escoamento superficial; (vi) por serem áreas de elevada prestação de serviços de ecossistema e de biodiversidade (Ranzan, 2020).

Recentemente, um estudo sobre a regulação do ciclo hidrológico em pequenas bacias de drenagem em zonas de montanha, concluiu que os caudais de ponta em bacias hidrográficas parcialmente ocupadas por lameiros no PNM apresentam diferenças significativas quando comparadas com situações de abandono e proximidade de rio. Os resultados indicaram que quer o processo de abandono, quer a falta ou inadequado manejo dessa zona irá levar a riscos e impactos negativos hidrológicos como por exemplo aumentar o escoamento superficial e sedimentos (Bertocco et al., 2020).

A biodiversidade associada aos lameiros varia conforme as práticas de gestão utilizadas, com a gestão tradicional a promover uma maior diversidade de artrópodes (Bonari et al., 2017). Estes lameiros equivalentes aos prados em outras regiões europeias proporcionam

um habitat rico em espécies (Woodcock et al., 2021). Bonari et al. (2017) contabilizaram 566 espécies de plantas, 104 borboletas, 45 espécies de ortópteros e 71 espécies de escaravelhos terrestres. A aplicação de planos de conservação adequados aos diversos tipos de lameiros considerando a biodiversidade de artrópodes, pode resultar em benefícios para os ecossistemas. No entanto a pesar destes benefícios potenciais, estes habitats têm sofrido uma degradação generalizada no continente europeu devido à sua reconversão para outras atividades agrícolas, com consequentes impactos negativos nas populações de artrópodes (Woodcock et al., 2021).

## Soutos

Os soutos são pomares de castanheiro, *Castanea sativa* (Mill), uma espécie caducifólia que prefere temperaturas médias entre os 8°C e os 15°C e necessita de uma precipitação mínima entre os 600 a 800 mm. As alterações climáticas têm levado a que a sua plantação se faça cada vez a maior altitude, onde encontram melhores condições climáticas (Conedera et al., 2016). Trata-se de plantações espaçadas, geralmente compostas de árvores enxertadas que incluem normalmente uma mistura de variedades – Longal, Judia, Côta, Amarelal, Lamela, Avelira, Boa Ventura, Trigueira, Martainha e Negral – com diferentes períodos de amadurecimento e com castanhas para diferentes fins (Conedera et al., 2016).

Os soutos representam um grande peso económico e social na região de Trás-os-Montes, particularmente Bragança e Vinhais. O aumento do preço da castanha fez alargar a sua área de cultivo, constituindo cada vez mais um elemento estruturante da paisagem do PNM (Souza e Bento, 2022). Em Portugal, a área de castanheiro para produção de fruto (soutos) aumentou de 2 911 ha em 1999 para 51 700 ha em 2020, tornando-se assim na Europa o país com maior área de produção para esse fim (FAOSTAT, 2021). No PNM, o castanheiro também é cultivado para produção de madeira, dependendo dos produtos e serviços pretendidos (Conedera et al., 2016). Devido à capacidade de rebrotar dos cepos após corte, é explorado em regime de talhadia, ou seja, após o corte das árvores, as novas varas são aproveitadas para lenha, carvão vegetal e madeira para pequenos produtos. Estas florestas de castanheiro puro são raras, produzindo também madeira para construção ou móveis.

A maioria dos trabalhos realizados sobre soutos na região têm-se focado em aspetos fitossanitários (pragas e doenças) que afetam os castanheiros. Uma das pragas mais preocupantes, a vespa-das-galhas-do-castanheiro, *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu (Hymenoptera: Cynipidae), foi introduzida a partir da região de Piemonte na Itália, onde se tem combatido através de largadas do parasitoide *Torymus sinensis* Kamijo (Hymenoptera: Torymidae) (Conedera et al., 2016; Santos et al., 2018). O castanheiro é também fustigado por doenças como o cancro, provocado pelo fungo patogénico *Cryphonectria parasitica* (Murrill) Barr, e a tinta, provocada pelo fungo *Phytophthora cinnamomi* Rands.

Os soutos são um habitat muito rico em artrópodes com diferentes funções no ecossistema, p.e., fitófagos, predadores, parasitoides e outros, e a sua atividade é de extrema importância para a conservação da natureza e incremento da sustentabilidade (Souza e Bento, 2021). Na região, alguns estudos indicaram que soutos cuja cobertura vegetal é mantida apresentam índices de diversidade mais elevados que soutos com solos mobilizados (Souza e Bento, 2021).

## Matos

Os matos são formações de vegetação espontânea arbustiva, um dos tipos de ecossistema mais frequente no PNM, sustentando diferentes atividades como por exemplo a pastorícia ou a caça de grande importância socioeconómica.

Os matos representam 34% do PNM e são compostos por diferentes classes de vegetação. Os tipos de vegetação que apresentam maior área são os urzais, urzais-tojais e tojais, de seguida os estevais e a representar a terceira maior área os giestais e piornais. As comunidades arbustivas para os matos altos são *Pistacio-Rhamnetalia* alaterni (*Quercetea ilicis*) e giestais (*Cytisetea scopario-striati*). Nos matos baixos é mais frequente encontrar três classes de vegetação que são a *Cisto-Lavanduletea*, *Calluno-Ulicetea* e *Rosmarinetea officinalis* (Aguiar, 2000).

Os trabalhos realizados no PNM sobre matos, abordam aspetos relativos à sua conservação devido aos serviços ecossistémicos de extrema importância que fornecem Nomeadamente: (i) são extremamente importantes em processos hidrológicos, onde facilitam a filtração da água da chuva protegendo assim o solo; (ii) também, têm como

função o abrigo e alimentação de muitos dos animais silvestres; (iii) os matos são essenciais para o suporte de espécies de caça maior como o veado *Cervus elaphus* (Linnaeus, 1758), o corço *Capreolus capreolus* (Capreolus Gray, 1821) e javali (*Sus scrofa*) (Linnaeus, 1758); (iv) devido à elevada biodiversidade de espécies vegetais e recursos de pólen, néctar e meladas, são também importantes para a apicultura, uma das atividades em crescimento nesta região (Bompastor et al., 2011); (v) os matos, apesar de se encontrarem frequentemente em solos de fraca aptidão agrícola, são essenciais para a atividade da pastorícia no PNM, outorgando-os um valor ecológico e económico importante para a região (Castro et al., 2021; Pinto et al., 2023).

Um outro serviço, com um crescente interesse para a sociedade devido as alterações climáticas, é a sua grande capacidade de armazenamento de carbono. Atualmente há uma maior preocupação em relação ao aumento da concentração de carbono na atmosfera e isto tem suscitado interesse de encontrar medidas que combatam as emissões de carbono ou implementar práticas que venham a compensar as elevadas concentrações de carbono na atmosfera, como é o caso do armazenamento de carbono em reservatórios terrestres. Estes reservatórios podem ser as mais diversas comunidades vegetais desde florestas a matagais. No PNM, num estudo realizado em importantes comunidades de matos – estevais (*Cistus ladanifer* L.), giestais (*Cytisus striatus* (Hill) Rothm.) e urzais (*Erica umbellata* L.) – verificou-se que 80 a 90% do carbono encontra-se armazenado no solo, com um aumento em profundidade e que o carbono armazenado por unidade de área foi mais expressivo nos urzais seguindo-se os giestais e por fim os estevais (Fonseca et al., 2008).

Até onde temos conhecimento, os matos como habitat para os artrópodes no PNM não têm sido estudados. No entanto, provavelmente representarão uma importância relevante para estes, como tem sido demonstrado noutras regiões com clima mediterrânico. Por exemplo, nos matos da Califórnia destacou-se a importância dos insetos na manutenção ecossistema através do fornecimento de funções como a decomposição e controlo biológico. Nesse trabalho também se avaliou o efeito da composição da vegetação do coberto vegetal dos matos (abundância e riqueza) na diversidade de artrópodes definindo condições ótimas na área de estudo (Marschalek e Deutschman, 2022). Ainda, fatores relacionados com a estrutura dos matos podem influenciar aos artrópodes. Por exemplo, a sua fragmentação pode afetar os artrópodes e as suas interações tróficas como a polinização, predação e decomposição e desta forma afetar o funcionamento do

ecossistema (Bolger et al., 2000). No obstante, em zonas de matos já bastantes fragmentadas os artrópodes foram relevantes para a conservação da diversidade biológica, contribuindo para a funcionalidade do ecossistema (Bolger et al., 2000).

Florestas de *Quercus* sp.

No PNM, tal como na generalidade da bacia mediterrânica, a diversidade dos bosques é bastante elevada devido às diferentes condições ecológicas. Os carvalhos (*Quercus* spp.) são as espécies florestais predominantes, principalmente em zonas supra-mediterrânicas (Plieninger et al., 2010). Entre as mais importantes estão *Quercus pyrenaica* Willd., *Q. rotundifolia*, e *Quercus faginea* Lam. (Aguiar, 2000). Em relação às florestas, este trabalho é focado em florestas de azinhal, *Q. rotundifolia*.

A azinheira é nativa da bacia do Mediterrâneo e está distribuída desde Portugal à Síria (Sousa et al., 2015). Consoante o último Inventário Florestal Nacional, a azinheira ocupa uma área de 349,4 mil hectares em Portugal continental (ICNF, 2015). É uma espécie xerófita e de crescimento lento, podendo alcançar 18 metros de altura. Esta espécie é também encontrada em Trás-os-Montes, mas apresenta muitas das vezes um porte arbustivo onde atinge uma altura de 4 a 6 m. Esta espécie ostenta uma elevada longevidade devido à sua capacidade de sobrevivência a longos períodos de seca. A sua extensa distribuição em grande medida resulta da aptidão a diferentes tipos de solos (Santos, 2020).

A azinheira é uma espécie central nas florestas ibéricas. Em Portugal é uma das espécies florestais protegidas devido à sua importância no ecossistema e aos serviços que fornece. A azinheira presta serviços importantes a muitas outras espécies e ao ecossistema como um todo, de modo que é descrita como “engenheira do ecossistema” (Díaz et al., 2003). Tem a capacidade de melhorar o microclima, a fertilidade e a capacidade de retenção de água no solo (Moreno et al., 2007), e ainda funciona como suporte para uma elevada diversidade de plantas e animais (Díaz et al., 2003). A azinheira forma bosques (azinhal) e sistemas agroflorestais (montado) (ESA, 2011). O montado é um ecossistema misto de pastagens permanentes e árvores, fundamentalmente azinheiras que produzem bolotas para a alimentação animal (David et al., 2013). Em Portugal, os montados estão presentes no interior alentejano, quase sempre associados com pastagens e culturas agrícolas (ESA, 2011), mas tem uma representação limitada em Trás-os-Montes.

São poucos os estudos que se têm focado exclusivamente nos azinhais do PNM. Um desses estudos avaliou a variação da vegetação nas bordaduras dos bosques de azinheiras cuja estrutura, composição e extensão pode ter implicações relevantes na gestão da paisagem e na conservação da natureza (Azevedo e Caçador, 1999).

## Artrópodes no Parque Natural de Montesinho

Apesar da significativa diversidade de habitats do PNM, a sua comunidade de artrópodes é muito pouco conhecida. Os principais estudos limitam-se a gafanhotos (Ordem Orthoptera), borboletas (Ordem Lepidoptera) e libelinhas (Ordem Odonata), três dos grupos mais apreciados entre conservacionistas. Em relação aos gafanhotos, existe um estudo detalhado publicado no ano 2005 com amostragens realizadas desde 1992 em que capturaram 242 indivíduos pertencentes a 13 espécies diferentes (Miranda e Barranco, 2005).

Outra investigação em 2008 nas serras de Montesinho e Nogueira, ambas incluídas na rede Natura 2000 embora apenas a primeira no PNM, deu a conhecer a diversidade de lepidópteros na região. Foram referenciadas seis novas espécies para Portugal, sugerindo que provavelmente a distribuição no país se encontra limitada a estes territórios (Marabuto e Maravalhas, 2008).

Por último, (Barros et al, 2010) focou-se na ordem Odonata. Em recolhas realizadas durante quatro dias registaram-se sete novas espécies para o PNM, aumentando para 16 espécies as citadas nesta região. De referir que das novas espécies a *Macromia splendens* (Pictet, 1843), é considerada vulnerável pela UICN e pela diretiva Fauna-Flora-Habitat da União Europeia (Barros et al., 2010).

## Conclusão

As áreas naturais protegidas, como PNM, apresentam geralmente uma elevada diversidade de habitats potenciais para os artrópodes que muitas vezes não são suficientemente estudados. No caso do PNM, apresenta uma localização limítrofe entre as regiões biogeográficas Eurosiberiana e Mediterrânica e um contexto socioeconómico,

caracterizado pelo abandono rural, que o faz particularmente suscetível às perturbações resultantes das alterações climáticas (e.g., aumento de temperaturas) ou alterações nos usos do solo (e.g., acumulação de combustíveis para fogos). Estes fatores, junto à ausência quase total de conhecimento sobre a biodiversidade e os serviços dos ecossistemas fornecidos por artrópodes, assinalam a urgência de desenvolver estudos que abordem a biodiversidade de artrópodes nos vários ecossistemas do PNM, os serviços dos ecossistemas por eles sustentados e os fatores que determinam as suas dinâmicas e padrões de distribuição.

## Bibliografia

- Agroconsultores e COBA. (1991). Carta dos solos, carta do uso actual da terra e carta da aptidão da terra do Nordeste de Portugal. Projecto de desenvolvimento rural integrado de Trás-os-Montes. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.
- Aguiar, C. (2000). Flora e vegetação da Serra de Nogueira e do Parque Natural de Montesinho. Tese de doutoramento. Universidade Técnica de Lisboa Instituto Superior de Agronomia.
- Ameixa, O.M.C.C., Soares, A.O., Soares, A., Lillebø, A.I. (2018). Ecosystem services provided by the little things that run the world. In Şen, B., Grillo, O. (Eds.), Selected studies in biodiversity. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.74847>.
- Aurette, D., Thomas, S., Albert, C., Bally, M, Bondeau, A., Charles-François, B., Cahill, A., Carlotti, F., Chenuil, A., Cramer, W., Davi, H., Jode, A., et al. (2022). Biodiversity, Climate Change, and Adaptation in the Mediterranean. *Ecosphere*. 13(4): e3915. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3915>.
- Azevedo, J., Caçador, F. (1999). Bordaduras de bosques de *Quercus rotundifolia* Lam. no Parque Natural de Montesinho. *Quercetea*. 1: 126-137.
- Barbero, M., du Merle, P., Guende, G., Quézel, P. (1978). Végétation du Mont Ventoux. *Terre et la vie. Revue d'Écologie Appliquée*. 32: 21-38.
- Barros, P., Moreira, P., Ferreira, S. (2010). Contribution to the knowledge of the Odonata fauna of Northern Portugal. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.)*. 46: 533-539.
- Bertocco, T., Figueiredo, T., Fonseca, F. (2021). Estimativas de caudais de ponta no Parque Natural de Montesinho aplicando o método SCS. In Lourenço, L., Nunes, A. (Eds.) *Risco de Cheias e Risco de Inundações Fluviais. Aprender com o Passado*. Coimbra: RSICOS.198-207. [https://doi.org/10.34037/978-989-9053-12-0\\_10](https://doi.org/10.34037/978-989-9053-12-0_10)
- Bolger, D.T., Suarez, A.V., Crooks, K.R., Morrison, S.A., Case, T.J. (2000). Arthropods in urban habitat fragments in Southern California: area, age, and edge effects. *Ecological Applications*. 10: 1230-1248. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1230:AIUHFI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1230:AIUHFI]2.0.CO;2).

- Bompastor, A., Figueiredo, T., Fonseca, F. (2011). Matos do Parque Natural de Montesinho: erosão hídrica, dinâmica do carbono, produção de serviços ecossistémicos. In Jornadas de Jóvenes Investigadores en Conservación y Usos Sostenible de Sistemas Forestales. Segovia.
- iCastro, J., Castro, M.; Gómez-Sal, A. (2021). Changes on the climatic edge: adaptation of and challenges to pastoralism in montesinho (Northern Portugal). Mountain Research and Development. 41 (4): 29–37. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-21-00010.1>
- Castro, J., Figueiredo, T., Fonseca, F., Castro, J.P., Nobre, S., Pires, L.C. (2010). Montesinho Natural Park: general description and natural values. In: Evelpidou, N., Figueiredo, T., Mauro, F., Tecim, V., Vassilopoulos, A. (eds) Natural Heritage from East to West: case studies from 6 EU Countries. New York: Springer.119-132.
- Chowdhury, S., Jennions, M.D., Zalucki, M.P., Maron, M., Watson, J.E.M., Richard, A., Fuller, R.A. (2022). Protected areas and the future of insect conservation. Trends in Ecology and Evolution. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.09.004>.
- Conedera, M., Tinner, W., Krebs, P., de Rigo, D., Caudullo, G. (2016). *Castanea sativa* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J., De Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant ,T., Mauri, A. (Eds.). European atlas of forest tree species. European Union. pp. 78-79
- David, T.S., Pinto, C.A., Nadezhdina, N., Kurz-Besson, C., Henriques, M.O., Quilhó, T., Cermak, J., Chaves, M.M., Pereira, J.S., David, J.S. (2013). Root functioning, tree water use and hydraulic redistribution in *Quercus suber* trees: A modeling approach based on root sap flow. Forest Ecology and Management.307: 136-146. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.012>.
- Díaz, M., Pulido, F.J., Marañón, T. (2003). Diversidad biológica y sostenibilidad ecológica y económica de los sistemas adhesados. Revista Ecosistemas, 12(3).
- ESA. (2011). Papel regulador dos azinhais na propagação de incêndios florestais. Relatório Final do Projeto. Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança.
- FAOSTAT. (2022). Crops. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>. [Consultado 08/08 2022].

- Fonseca, F., Bompastor, A., Figueiredo, T. (2008). Armazenamento de carbono em comunidades de matos do Parque Natural de Montesinho (Nordeste de Portugal). In III Congresso Ibérico da Ciência do Solo. Évora
- Gardarin, A., Plantegenest, M., Bischoff, A., Valantin-Morison, M. (2018). Understanding plant–arthropod interactions in multitrophic communities to improve conservation biological control: useful traits and metrics. *Journal of Pest Science*. 91: 943-955. <https://doi.org/10.1007/s10340-018-0958-0>
- Bonari, G., Karel, F., Malenovský, I., Zelený, D., Holuša, J., Jongepierová, I., Kočárek, P., Konvička, O., Uříčář, J., Chytrý, M. (2017). Management of semi-natural grasslands benefiting both plant and insect diversity: The importance of heterogeneity and tradition. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 246: 243-252. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.010>
- Fernandes, F., Royer, A.C.; Fonseca, F., Figueiredo, T., Rosa, J.L. (2021). Efeito do uso e do abandono nas propriedades físico-químicas do solo de lameiros do Parque Natural de Montesinho. In XI Congreso sobre Uso y Manejo del Suelo (UMS 2021). Bahía-Blanca, Argentina
- ICNF. (2015). 6º Inventário Florestal Nacional. Relatório Final. Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa. 284 pp.
- ICNF. (2020). Parque Natural de Montesinho. URL: <https://icnf.pt/conservacao/parques/parquenaturaldemontesinho>. [Consultado 15/20/22]
- Klein, A.-M., Vaissière, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B*. 274: 303–313. <http://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>
- Matheus, P., Bueno, P., Figueiredo, T., Azevedo, J., Fonseca, F. (2018). Estudo preliminar da influência do uso da terra sobre o estoque de carbono da bacia do Alto rio Sabor, NE Portugal. In VIII Congreso Ibérico de las Ciencias del Suelo e VIII Congresso Ibérico de Ciências do Solo. pp. 465-468.
- Marabuto, E., Maravalhas, E. (2008). Contribuição para o conhecimento dos lepidopteros do Sítio Natura-2000 “Montesinho-Nogueira”, Trás-os-Montes, Portugal (Insecta, Lepidoptera). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*.43:145-151.
- Marschalek, D.A., Deutschman, D.H. (2022). Differing insect communities and reduced decomposition rates suggest compromised ecosystem functioning in urban

- preserves of southern California. *Global Ecology and Conservation*. 33: e01996. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01996>.
- Miranda-Arabolaza, M.J., Barranco, P. (2005). Os ortópteros da bacia do rio Sabor (Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal (Insecta, Orthoptera). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*. 37: 173-200.
- Pinto, R., Castro, M., Torres-Manso, F., Rainha, M. (2023). A pastorícia no desenvolvimento dos territórios de montanha em Portugal: uma análise multidimensional aos desafios e oportunidades in Portugal: a multidimensional analysis of challenges and opportunities. *Revista Portuguesa de Estudos Regionais*. 63: 65-74.
- Pires, J., Pinto, P. A., Moreira, N. (1995). Lameiros de Trás-os-Montes: perspectivas de futuro para estas pastagens de montanha. ESA, Bragança. pp. 96.
- Plieninger, T., Rolo, V., Moreno, G. (2010). Large-scale patterns of *Quercus ilex*, *Quercus suber*, and *Quercus pyrenaica* regeneration in Central-Western Spain. *Ecosystems*. 13: 644-660. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9345-2>
- Pôças, I., Pereira, L.S., Cunha, M. (2007). Pastagens como factor de conservação da água em zonas de montanha. *Revista da Sociedade Portuguesa de Pastagens e Forragens*. 59-77.
- Ranzan, A.P. (2020). Caracterização das bacias de drenagem dos lameiros da alta lombada e Onor, Parque Natural de Montesinho. Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental no âmbito da dupla diplomação com a Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
- Ribeiro, S., Monteiro, A. (2014). Pastagens permanentes em zonas de montanha: caracterização, gestão e conservação. *Revista de Ciências Agrárias*. 37(2): 131-140.
- Santos, A., Lopes, A., Martins, S., Amaro da Costa, C. (2020). Avaliação preliminar da diversidade e abundância de artrópodes num pomar de aveleiras. *Revista de Ciências Agrárias*. 43: 64-71.
- Santos, A.L., Santos, S.A.P., Almeida, J., Bento, A. (2018). Parasitoides autóctones associados a *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu: principais espécies e taxas de parasitismo. *Revista de Ciências Agrárias*. 41: 141-144.
- Santos, R.G. (2020). Dinâmica espacial do azinhal em Trás-os-Montes. Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do Grau de

Mestre em Tecnologia Ambiental no âmbito da dupla diplomação com a Universidade FUMEC.

- Silva, F.M., Sousa, C., Albuquerque, H. (2022). Analytical model for the development strategy of a low-density territory: The Montesinho Natural Park. *Sustainability*. 14(7): 4373. <https://doi.org/10.3390/su14074373>
- Sousa, A.M., Gonçalves, A.C., Mesquita, P. da Silva, J.R.M. (2015). Estimativa de biomassa com imagens de satélite de alta resolução: um estudo de caso de *Quercus rotundifolia*. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 101: 69-79.
- Souza, M.S., Salman, A.K.D., Anjos, M.R., Pedersoli, D.S.M.A., Pedersoli, N.R.N.B. (2018). Serviços ecológicos de insetos e outros artrópodes em sistemas agroflorestais. *Revista EDUCAmazônia - Educação Sociedade e Meio Ambiente*.
- Souza, M.E.C., Albino, B. (2021). Efeito do coberto vegetal na biodiversidade funcional de artrópodes associados a castanheiros. In XIX Congresso Ibérico de Entomologia.
- União Europeia. (2010). Bens e Serviços Ecosistémicos. URL: [https://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/policy/pdf/pt\\_act.pdf](https://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/policy/pdf/pt_act.pdf). [Consultado 16/08/22].
- Woodcock, B.A., Pywell, R.F., Macgregor, N.A., Edwards, M.E., Redhead, J., Ridding, L.E., Batáry, P., Czerwinski, M., Duffield, S. (2021). Historical, local and landscape factors determine the success of grassland restoration for arthropods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 308. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107271>.



# Capítulo 3 - Artrópodes e as suas funções nos principais habitats do Parque Natural de Montesinho





# **Artrópodes e as suas funções nos principais habitats do Parque Natural de Montesinho**

## **Resumo**

Os artrópodes são uma componente essencial dos ecossistemas. São responsáveis pelo seu funcionamento e pelo fornecimento de numerosos serviços ecossistémicos, como controlo biológico de pragas e doenças, polinização ou decomposição da matéria orgânica. Ocasionalmente também prejudizam através da sua ação como pragas ou parasitas. No entanto o conhecimento sobre os artrópodes e as suas funções em muitos ecossistemas e regiões, como o Parque Natural de Montesinho, é insuficiente. Neste trabalho o objetivo foi determinar a distribuição dos principais grupos de artrópodes em habitats relevantes (lameiros, soutos, matos e azinhais) do Parque Natural de Montesinho durante a primavera, época de maior abundância de artrópodes. Em cada tipo de habitat foram capturados artrópodes do solo e da vegetação com recurso a armadilhas de queda e rede entomológica, respetivamente, e foi analisada a relação dos grupos funcionais de artrópodes com os habitats. Foram capturados um total de 13081 artrópodes entre maio (7509 indivíduos) e junho (5572 indivíduos). A abundância de artrópodes foi superior no solo que na vegetação. Os artrópodes do solo foram dominados por predadores e omnívoros (Carabidae e Formicidae) e os artrópodes da vegetação por fitófagos (principalmente Curculinidae e Bruchinae) e predadores (principalmente aranhas). A diversidade taxonómica de artrópodes em lameiros e soutos não mobilizados foi superior que em matos e azinhais, e ainda se relacionou de forma positiva com algumas funções dos artrópodes (i.e., predadores e fitófagos), demonstrando a importância dos lameiros e os soutos para as funções fornecidas por artrópodes durante a primavera, assim como a importância do seu estudo e conservação. Os habitats seminaturais, apesar de apresentar uma abundância de artrópodes menor, apresentaram abundâncias relevantes de grupos funcionais importantes como predadores, polinizadores ou parasitoides.

**Palavras-chave:** serviços ecossistémicos, áreas protegidas, lameiros, soutos, áreas seminaturais, vegetação, solo, predadores, fitófagos, polinizadores.



## Introdução

Os artrópodes são uma componente essencial para o funcionamento dos ecossistemas apresentando papéis como predadores, parasitoides, polinizadores, parasitas, detritívoros, pragas ou vetores de doenças (Supriya et al., 2019). Os serviços ecossistémicos prestados por artrópodes têm um grande peso económico. Segundo Losey e Vaughan (2006) o valor da polinização, controlo biológico, decomposição e recreação prestados por artrópodes nativos dos Estados Unidos é de 57 mil milhões de dólares americanos, valor que pode incrementar se são incluídos produtos de valor acrescentado, e.g., produtos biológicos ou a melhoria da qualidade do solo (Losey e Vaughan, 2006). Algumas espécies de artrópodes podem fornecer mais de um serviço ecossistémico como as abelhas que fornecem mel (serviço de aprovisionamento) e polinização (serviço de regulação), ou as formigas, importantes para a acumulação de nutrientes no solo (serviço de apoio) e para a dispersão de sementes (serviço de regulação) (Wong et al., 2018, Elizalde et al., 2020). Os artrópodes podem também representar prejuízos através da ação de parasitas, pragas e vetores de doenças, com impactos negativos no gado ou nas culturas. Um conhecimento detalhado sobre as interações que os artrópodes estabelecem com os seus habitats, dos que obtêm os recursos necessários para o seu desenvolvimento, pode contribuir à gestão das funções fornecidas pelos artrópodes, atenuando os seus impactos negativos – por exemplo mediante a ação de agentes de controlo biológico (muitas vezes outros artrópodes) – ou favorecendo os seus serviços ecossistémicos.

O atual declínio dos artrópodes é um dos maiores desafios para a conservação. Existem evidências que indicam reduções de 75% na abundância de artrópodes em 27 anos (Supriya et al., 2019). Esta diminuição representa potenciais efeitos devastadores para as funções dos ecossistemas (Supriya et al., 2019). Por exemplo, a redução da abundância dos artrópodes pode ocasionar a diminuição de vertebrados que dependem destes para a sua alimentação, de rendimentos em culturas que dependem da polinização, controlo biológico ou decomposição de matéria orgânica do solo (Noriega et al., 2018). Apesar da destacada relevância dos artrópodes e o seu atual declínio a atenção destinada pela investigação à sua diversidade, serviços ecossistémicos fornecidos, habitats e gestão tem sido claramente insuficiente (Noriega et al., 2018).

O Parque Natural de Montesinho (PNM), situado no Nordeste Transmontano é a segunda maior área protegida de Portugal com cerca de 75 mil hectares. Apresenta uma elevada variedade geológica e geomorfológica que junto às atividades humanas desenvolvidas ao longo de séculos tem resultado no estabelecimento de uma extraordinária diversidade de comunidades, espécies e habitats (ICNF, 2022). Dentro destes habitats destacam-se áreas mais humanizadas como lameiros e sotos, destinados à produção e sujeitos a um manejo determinado para a sua manutenção, e diversas áreas seminaturais como matos e florestas de azinheira *Quercus rotundifolia* Lam., com uma intervenção humana menor. Os lameiros são habitats de grande riqueza e complexidade florística e faunística que compreendem mais de 40 espécies de plantas, incluindo diversos endemismos, e.g., *Avenula pratensis* subsp. *lusitanica* Romero Zarco (ICNF, 2022). Os sotos hospedam diversas espécies de aves e mamíferos como o rabirruivo-de-testa-branca *Phoenicurus phoenicurus* (L.), que habita exclusivamente nestes ecossistemas, o pardal-francês *Petronia petronia* (L.), a coruja-do-mato *Strix aluco* (L.) e a gineta *Genetta genetta* (L.) que procuram os castanheiros velhos, com cavidades naturais para se refugiarem ou reproduzirem (ICNF, 2022). Os matos apresentam um grande valor na conservação da fauna e dos solos (ICNF, 2022) assim como os azinhais que são no geral pouco perturbados pela ação humana proporcionando no seu interior refúgio para inúmeras espécies animais, como o gato bravo *Felis silvestris* (Schreber) (ICNF, 2022).

A pesar da elevada diversidade de habitats e espécies no PNM e da importância que os artrópodes representam para os ecossistemas, os estudos sobre este grupo no PNM são raros. No PNM existem trabalhos relacionados com gafanhotos (Orthoptera), borboletas (Lepidoptera) e libelinhas (Odonata), grupos geralmente preferidos por conservacionistas (Miranda-Arabolaza e Barranco, 2005; Barros et al., 2010; Maes et al., 2019) e estudos em sistemas de produção agrícola (e.g., sotos, com uma elevada importância económica na região) que se focam principalmente em pragas ou agentes de controlo biológico (Santos et al., 2018, Souza e Bento, 2021).

Neste contexto, os objetivos deste estudo são: (i) identificar os principais grupos de artrópodes e a suas funções em habitats relevantes (lameiros, sotos, matos e azinhais) do PNM durante a primavera; (ii) avaliar a relação entre as funções representadas pelos artrópodes e os habitats selecionados.

## Material e métodos

### *Caracterização das parcelas de estudo*

Foram selecionadas quatro áreas de estudo localizadas em quatro aldeias (Vilarinho, Cova da Lua, Carragosa e Donai) da parte central do PNM. Em cada área de estudo foi selecionado um lameiro, um souto, um mato e um azinhal, somando um total de 16 parcelas. As áreas de estudo apresentam uma distância máxima entre elas de oito km e mínima de dois km. Dentro da mesma área, a distância mínima entre parcelas de amostragem foram 20 m e a máxima 1 km (Figura 2). A altitude máxima foi 800 m e a mínima 750 m.

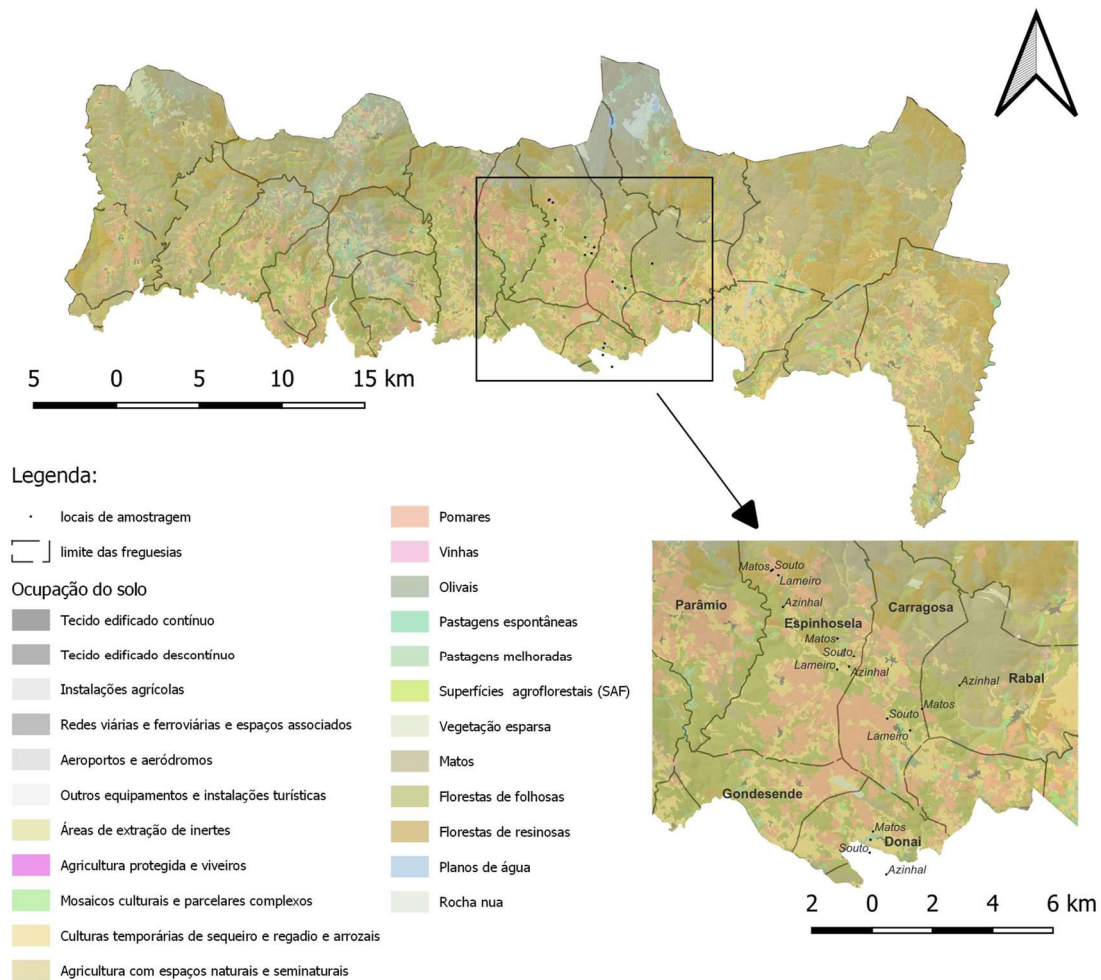


Figura 2 - Ocupação do solo do Parque Natural de Montesinho e localização dos locais de amostragem.

O tamanho dos lameiros variou entre os 4400 m<sup>2</sup> e os 10000 m<sup>2</sup>, sendo a parcela menor na aldeia de Donai e a maior na aldeia de Cova de Lua. As parcelas dos soutos variaram entre 2000 m<sup>2</sup> e os 7000 m<sup>2</sup> estando a menor na aldeia de Donai e a maior localizada na aldeia de Vilarinho. O tamanho do mato variou entre os 2500 m<sup>2</sup> e os 20000 m<sup>2</sup> estando a parcela menor em Donai e a maior em Cova de Lua. Por fim, as parcelas de azinhais variaram entre 6700 m<sup>2</sup> e os 8400 m<sup>2</sup> encontrando-se a parcela menor em Donai e a maior em Carragosa.

Os lameiros eram essencialmente constituídos por manchas herbáceas, com uma grande diversidade de plantas, e freixos (*Fraxinus angustifolia* Vahl.) nas bordaduras das parcelas. O manejo dos lameiros amostrados envolve o corte da cobertura vegetal em julho para alimentação do gado. Nos soutos selecionados a cobertura vegetal era mantida até novembro, quando é cortada para facilitar a colheita da castanha. Os matos selecionados eram compostos por urzes (*Erica* spp.), carqueja (*Pterospartum tridentatum* (L.) Willk), cistaceas (*Cistus* spp.), giestas (*Genista* spp., *Cytisus* spp.). Os azinhais, com dominância de *Q. rotundifolia*, eram constituídos por manchas arbóreas. Devido à sua densidade e a não existência de clareiras, no geral a cobertura vegetal era reduzida.

#### *Amostragem e identificação de artrópodes*

Nas parcelas selecionadas foram amostrados artrópodes do solo e da vegetação.

No solo, as amostragens foram realizadas com recurso a cinco armadilhas de queda (*pitfall*) (Figura 3) instaladas em cada parcela com uma distância mínima de 25 m entre elas. As armadilhas eram constituídas por um copo de plástico de 16 cm de profundidade e 9 cm de diâmetro instalado no solo com 150 ml de água e polipropileno-glicol (3:1) e três ou quatro gotas de detergente. Após a instalação, as armadilhas foram cobertas por uma tampa de plástico assente em três arames inseridos no solo, com aproximadamente 2 cm entre o solo e a tampa, de maneira a permitir a entrada de artrópodes, mas evitar a captura não intencionada de micromamíferos ou a entrada excessiva de água da chuva.

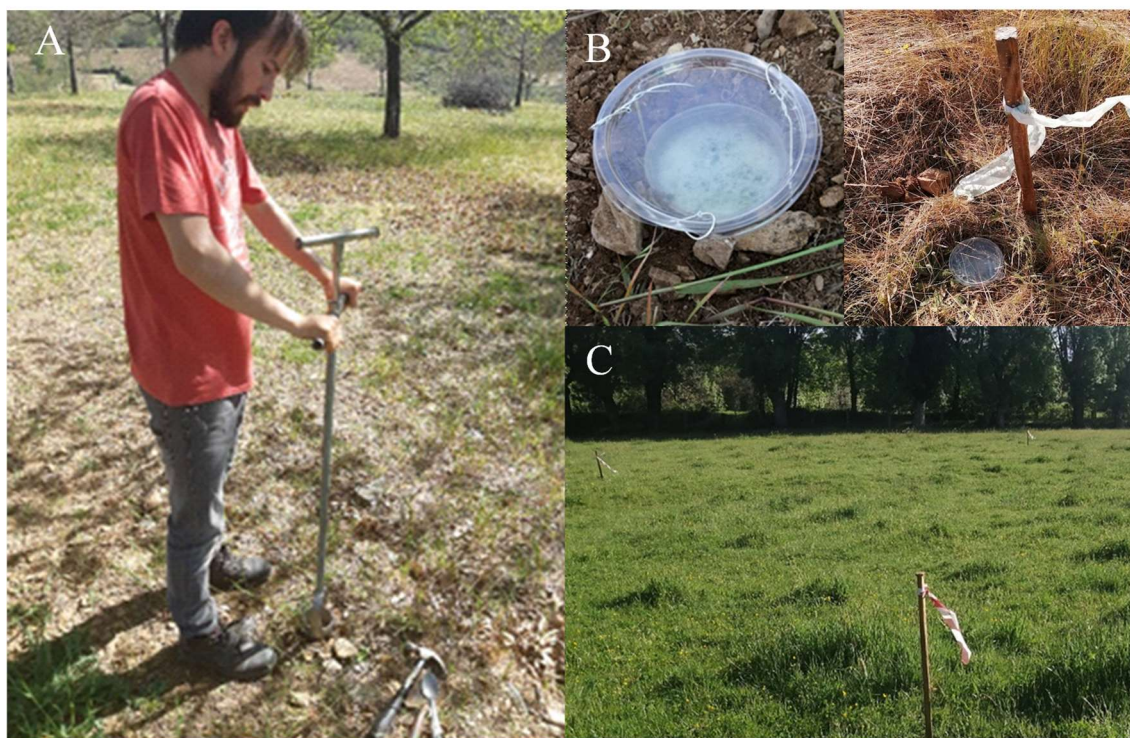


Figura 3 - (A) instalação de armadilhas de queda; (B) detalhe de armadilha de queda; (C) armadilhas de queda instaladas em lameiro.

As armadilhas foram instaladas em maio (14/05/2022) e junho (6/06/2022), e recolhidas após 7 dias. O conteúdo das armadilhas foi transferido para frascos de vidro corretamente etiquetados, transportados para o laboratório, filtrados e colocados em álcool 70% até a triagem e identificação. Posteriormente os artrópodes capturados foram identificados até ao nível taxonómico mais baixo possível e agrupados por grupo funcional (predadores, parasitoides, polinizadores, detritívoros, etc.).

Os artrópodes da vegetação foram capturados com recurso a uma rede entomológica (Figura 4). Em cada parcela foram recolhidas cinco amostras. Cada amostra consistiu em dez varreduras realizadas através de movimentos de 180 graus com a rede entomológica, somando um total de 80 amostras por data de amostragem.

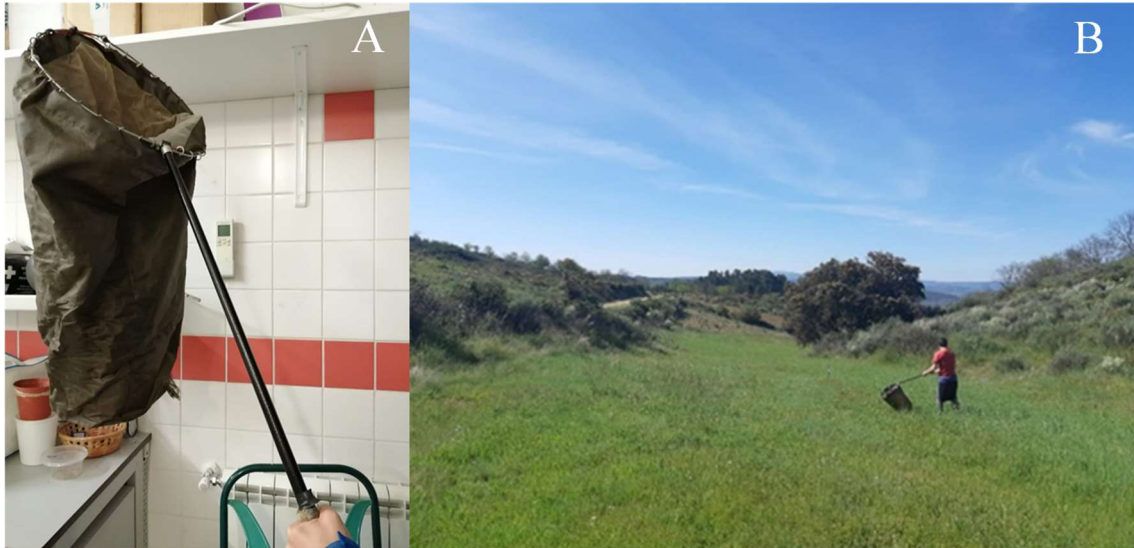


Figura 4 - (A) detalhe da rede entomológica; (B) amostragem de artrópodes da vegetação.

Os artrópodes foram transferidos para uma saca de plástico onde foram injetados 0,3 ml de éter etílico com uma seringa com o fim de matar imediatamente os artrópodes e evitar predação entre eles. Os artrópodes foram transportados para o laboratório numa arca refrigeradora portátil e congelados. Posteriormente foram triados e identificados até o nível taxonómico mais baixo possível e agrupados por grupos funcionais (Figura 5).



Figura 5 -Triagem e identificação de artrópodes.

## *Análise de dados*

A riqueza e o Índice de Diversidade Shannon (SDI) de artrópodes do solo e da vegetação foram calculados utilizando a função *specnumber* e a função de *diversity* do pacote "vegan" (Oksanen et al., 2022) em R (R core team, 2022).

A resposta dos artrópodes (i) diversidade taxonômica (riqueza e SDI de ordens) e (ii) diversidade funcional (riqueza e SDI de grupos funcionais e a abundância dos grupos funcionais mais representativos - predadores, fitófagos, polinizadores, omnívoros e parasitoides), ao habitat e ao mês de captura, foi analisada com Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) independentes para artrópodes da vegetação herbácea e do solo. As variáveis explicativas foram o habitat (níveis: lameiro, souto, mato e azinhal) e os meses de amostragem (níveis: maio e junho). A área de estudo foi o fator aleatório. Foram utilizadas a distribuição de Poisson (para contagens), binomial negativa para contabilizar a dispersão excessiva - linear (*nbinom1*) ou com parametrização quadrática (*nbinom2*) -, e a distribuição Gaussiana (para dados contínuos). O ajuste dos modelos foi realizado com a função *glmmTMB* do pacote "glmmTMB" (Brooks et al., 2017). As diferenças gerais entre os efeitos principais foram verificadas utilizando o teste de verossimilhança (*likelihood ratio*) qui-quadrado com a função *Anova* do pacote "car" (Fox e Weisberg, 2019). Para detectar as diferenças entre habitats, foi efetuado um teste de Tukey para análise post-hoc utilizando a função *glht* do pacote "multcomp" (Hothorn et al., 2008). Os modelos foram validados utilizando a função *simulateResiduals* do pacote "DHARMA" (Hartig, 2022).

Finalmente, as respostas de (i) riqueza funcional à riqueza taxonômica e (ii) o SDI funcional ao SDI taxonômico de artrópodes foram avaliados usando dois GLMM. Para estimar a riqueza funcional as variáveis explicativas foram a riqueza taxonômica de artrópodes e o habitat (vegetação ou solo) (distribuição de Poisson) e para estimar o SDI funcional as variáveis explicativas foram o SDI taxonômico e o habitat (vegetação ou solo) (distribuição Gaussiana). A localização foi o fator aleatório. As diferenças gerais entre os tratamentos, a análise post-hoc e a validação do modelo foram realizadas de forma similar aos modelos anteriores com as mesmas funções e pacotes de R.

# Resultados

## Comunidade de artrópodes

No total foram capturados 13081 artrópodes entre maio (7509 indivíduos) e junho (5572 indivíduos). No mês de maio foram registadas 30 ordens (32 famílias) e no mês de junho 23 ordens (31 famílias) (Figura 6). Os grupos funcionais identificados foram: predadores, fitófagos, polinizadores, detritívoros, omnívoros, parasitoides e parasitas. No solo foram capturados 6937 indivíduos e na vegetação 6144 indivíduos (Figuras 7 e 8).

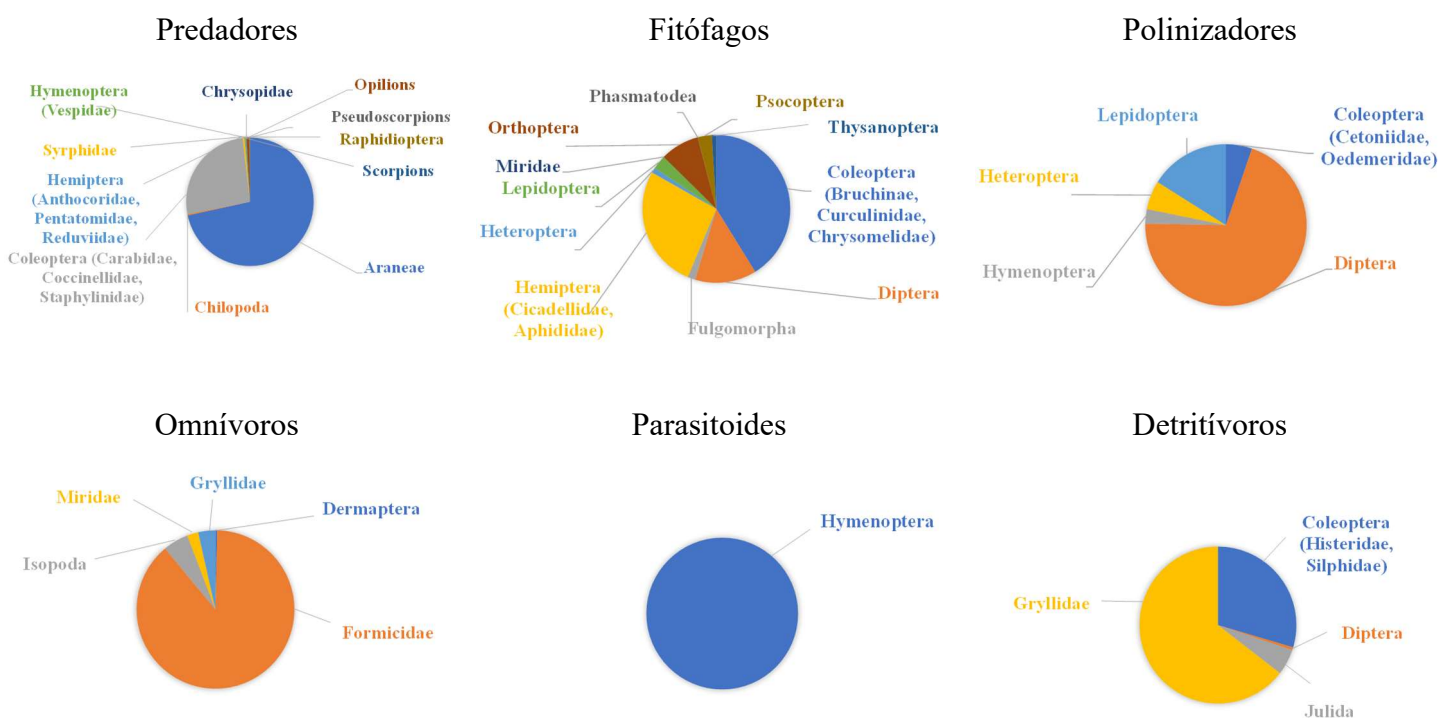


Figura 6 - Percentagem dos taxa principais por grupo funcional de artrópode.

Relativamente aos artrópodes capturados no solo, 2843 foram capturados nos lameiros, 1477 nos soutos, 1384 nos matos e 1233 nos azinhais. Foram identificados seis grupos funcionais: predadores, fitófagos, omnívoros, detritívoros, polinizadores e parasitoides. A abundância de predadores e omnívoros foi no geral superior em todos os habitats em

ambos os meses em relação aos outros grupos funcionais (Figura 7). Em maio houve uma abundância maior de artrópodes que em junho com exceção dos detritívoros que apresentaram um número superior em junho. É também de salientar a presença dos detritívoros unicamente no solo (Figura 7). Os predadores mais abundantes no solo foram as ordens Araneae e Coleoptera (família Carabidae). A ordem mais abundante nos fitófagos foi Coleoptera (subfamília Bruchinae), nos polinizadores foi a ordem Lepidoptera e nos detritívoros Coleoptera (família Gryllidae). A ordem Hymenoptera foi a mais abundante nos parasitoides e nos omnívoros (família Formicidae) (tabela suplementar 1).

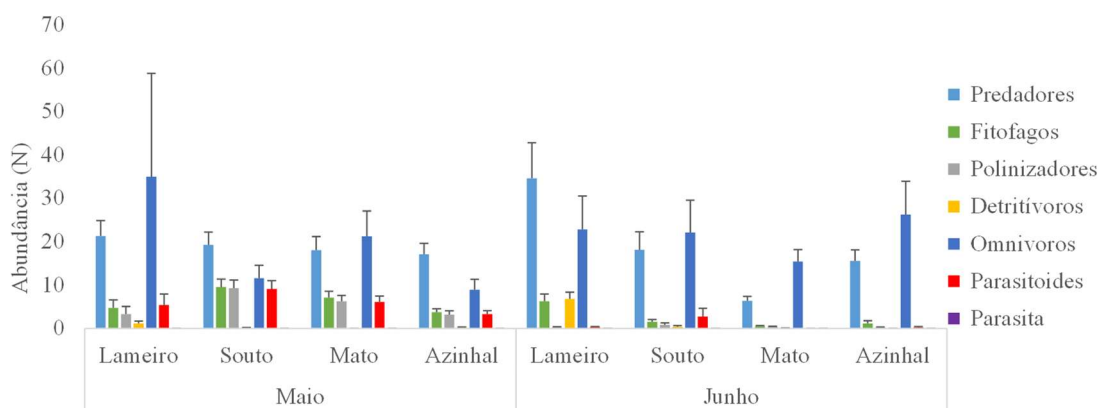


Figura 7- Abundância de artrópodes do solo (média + erro padrão) por grupos funcionais nos diferentes habitats.

Na vegetação foram capturados 3256 indivíduos nos lameiros, 1552 nos soutos, 583 nos matos e 753 nos azinhais. Foram registados seis grupos funcionais (predadores, fitófagos, omnívoros, polinizadores, parasitoides e parasitas) (Figura 8). O grupo dos fitófagos foi o mais abundante na vegetação, sendo as ordens Hemiptera (família Cicadellidae) e Coleoptera (família Curculinidae) as mais representadas. Nos predadores destacou a ordem Araneae. A ordem Hymenoptera foi a mais representada nos polinizadores (família Apidae), omnívoros (família Formicidae) e parasitoides. Nos parasitas a única família registada foi Ixodidae com três indivíduos capturados (Tabela 1 em Material Suplementar).

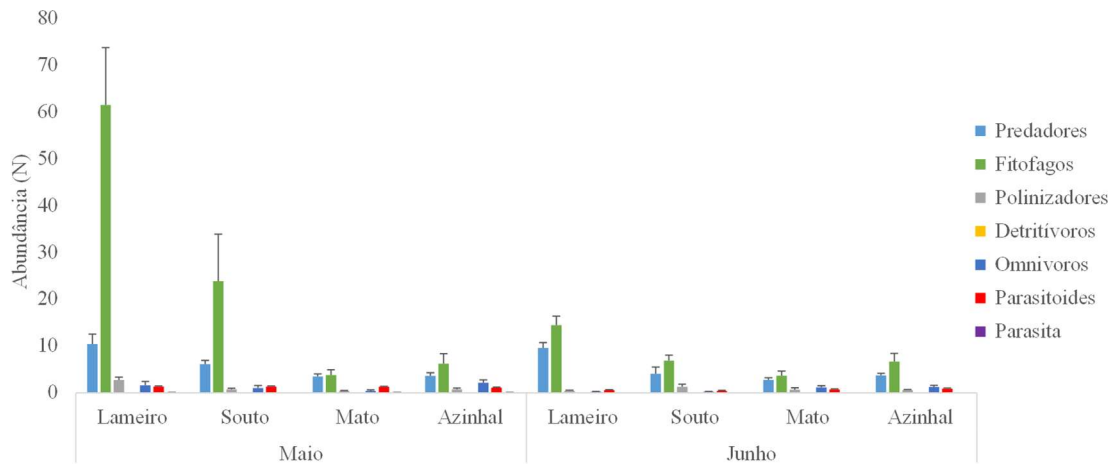


Figura 8 - Abundância de artrópodes da vegetação (média + erro padrão) por grupos funcionais nos diferentes habitats.

*Resposta da diversidade taxonômica de artrópodes ao habitat e ao mês*

No solo, quer a riqueza quer o SDI taxonômicos foram significativamente superiores no lameiro que no azinhal (riqueza:  $\chi^2 = 11,772$ ;  $df = 3$ ;  $P = 0,008$  / SDI:  $\chi^2 = 10,664$ ;  $df = 3$ ;  $P = 0,014$ ) (Figura 9A, B). Na vegetação ambas foram superiores no lameiro que no mato (riqueza:  $\chi^2 = 14,195$ ;  $df = 3$ ;  $P = 0,003$  / SDI:  $\chi^2 = 8,819$ ;  $df = 3$ ;  $P = 0,032$ ) (Figura 9C, D). A riqueza taxonômica não mostrou diferenças significativas entre meses nem no solo ( $\chi^2 = 0,138$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0,710$ ) (Figura 9A), nem na vegetação ( $\chi^2 = 0,079$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0,778$ ) (Figura 9C) e o SDI taxonômico foi superior em maio na vegetação (solo:  $\chi^2 = 0,699$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0,403$  / vegetação:  $\chi^2 = 5,393$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0,020$ ) (Figura 9B, D). No caso da riqueza taxonômica, os resultados devem ser considerados com precaução porque a validação dos modelos mostrou algum desajuste.

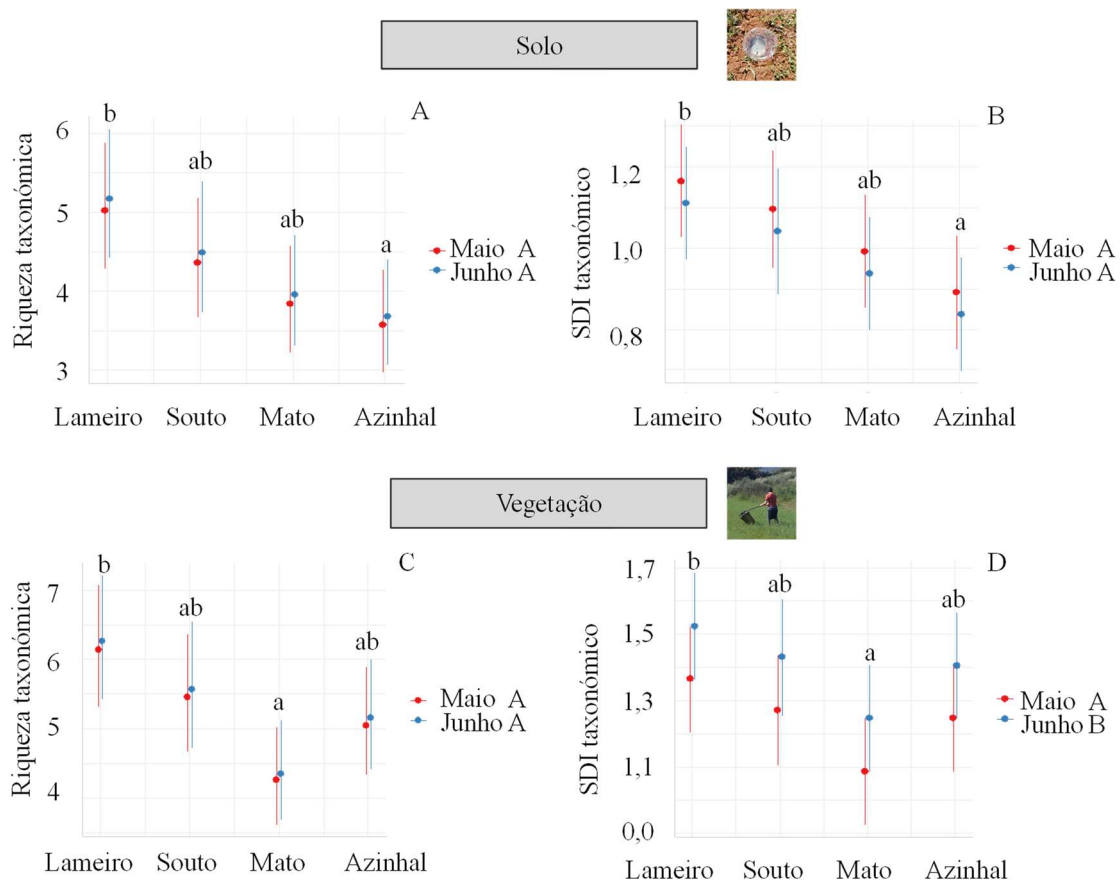


Figura 9- Resposta da riqueza taxonómica (A: solo; C: vegetação) e do índice de diversidade de Shannon taxonómico (B: solo; D: vegetação) das ordens de artrópodes ao habitat (lameiro; souto; mato; azinhal) e mês de captura (maio; junho). Letras minúsculas diferentes mostram diferenças significativas para o habitat. Letras maiúsculas diferentes mostram diferenças significativas para o mês de captura.

#### *Resposta da diversidade funcional de artrópodes ao habitat e o mês*

- Riqueza e SDI funcionais

A diversidade de grupos funcionais só apresentou diferenças significativas entre habitats para o SDI na vegetação, com valores superiores em azinhais do que em lameiros e soutos ( $\chi^2 = 18,997$ ;  $df = 3$ ;  $P < 0,001$ ) (Figura 10D), mas não apresentou diferenças na riqueza (solo ou vegetação) (Figura 10A, C), nem no SDI no solo (Figura 10 B) (riqueza solo:  $\chi^2 = 3,547$ ;  $df = 3$ ;  $P = 0,315$  / riqueza vegetação:  $\chi^2 = 3,064$ ;  $df = 3$ ;  $P = 0,382$  / SDI solo:  $\chi^2$

= 4,042; df = 3; P = 0,257) (Figura 10). No solo, maio mostrou maior riqueza ( $\chi^2 = 19,128$ ; df = 1; P < 0,001) e SDI ( $\chi^2 = 39,223$ ; df = 1; P < 0,001) de grupos funcionais do que junho (Figura 10 A, B), mas os meses não mostraram diferenças na vegetação (riqueza:  $\chi^2 = 1,302$ ; df = 1; P = 0,254; SDI:  $\chi^2 = 0,140$ ; df = 1; P = 0,708) (Figura 10 C, D) (Tabela 2 em Material Suplementar). No caso da riqueza, os resultados devem considerados com precaução porque a validação de ambos modelos mostrou algum desajuste.

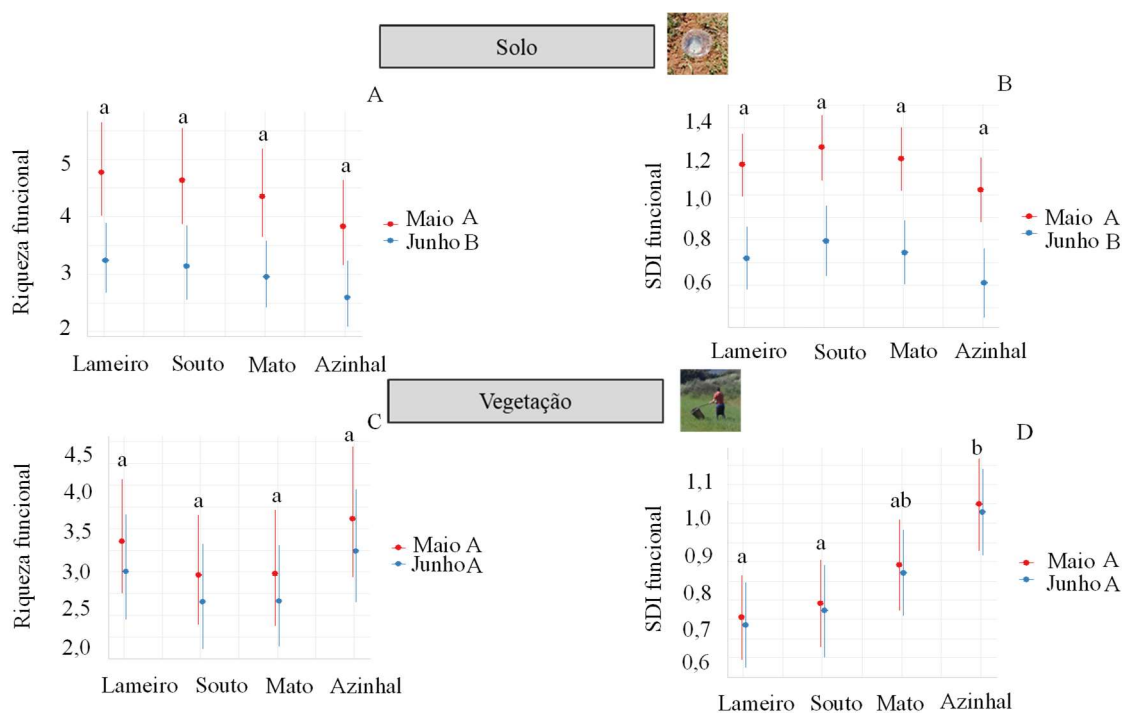


Figura 10- Resposta da riqueza funcional (A: solo; e C: vegetação) e do índice de diversidade de Shannon funcional (B: solo; D: vegetação) das ordens de artrópodes ao habitat (lameiro; souto; mato; azinhal) e mês de captura (maio; junho). Diferentes letras minúsculas mostram diferenças significativas para o habitat. Letras maiúsculas diferentes mostram diferenças significativas para o mês de captura.

- Abundância de grupos funcionais do solo

Em relação à abundância de grupos funcionais no solo, verificaram-se diferenças significativas: (i) nos predadores com valores superiores no lameiro e no souto ( $\chi^2 = 20,383$ ; df = 3; P < 0,001) (Figura 11A); (ii) nos fitófagos com valores superiores no souto que no azinhal ( $\chi^2 = 7,998$ ; df = 3; P = 0,046) (Figura 11B); (iii) nos polinizadores com valores superiores no souto que no lameiro e que no azinhal, e no mato que no lameiro

( $\chi^2 = 21,270$ ;  $df = 3$ ;  $P < 0,001$ ) (Figura 11C); e (iv) nos parasitoides, com valores superiores no souto que no lameiro e azinhal ( $\chi^2 = 17,730$ ;  $df = 3$ ;  $P < 0,001$ ) (Figura 11E). Nos omnívoros ( $\chi^2 = 4,622$ ;  $df = 3$ ;  $P = 0,202$ ) (Figura 11D) não foram encontradas diferenças significativas entre habitats (Figura 11).

Fitófagos ( $\chi^2 = 27,185$ ;  $df = 1$ ;  $P < 0,001$ ) (Figura 11B), polinizadores ( $\chi^2 = 49,395$ ;  $df = 1$ ;  $P < 0,001$ ) (Figura 11C) e parasitoides ( $\chi^2 = 60,183$ ;  $df = 1$ ;  $P < 0,001$ ) (Figura 11E) variaram significativamente entre meses, com valores superiores no mês de maio (predadores:  $\chi^2 = 1,642$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0,200$ ; omnívoros:  $\chi^2 = 0,407$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0,523$ ) (Figura 11).

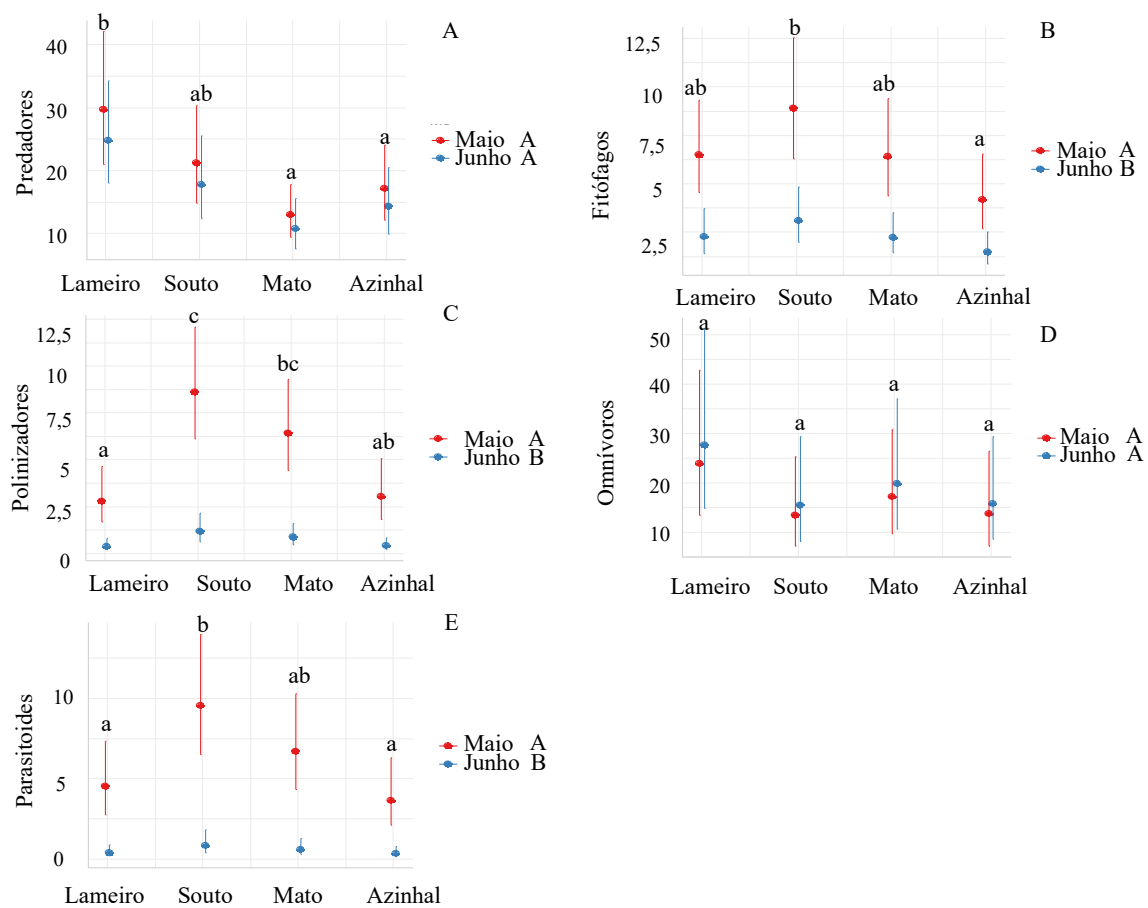


Figura 11- Resposta dos grupos funcionais de artrópodes (predadores, parasitoides, fitófagos, omnívoros e polinizadores) no solo ao habitat (lameiros, soutos, matos, azinhais) e mês de captura (maio, junho). Letras minúsculas diferentes mostram diferenças significativas para o habitat. Letras maiúsculas diferentes mostram diferenças significativas para a data de captura.

- Abundância de grupos funcionais na vegetação

Relativamente à abundância de grupos funcionais na vegetação, foram reveladas diferenças significativas para: (i) predadores ( $\chi^2 = 51,838$ ;  $df = 3$ ;  $P < 0,001$ ) (Figura 12A); (ii) fitófagos ( $\chi^2 = 63,513$ ;  $df = 3$ ;  $P < 0,001$ ) (Figura 12B) – com valores superiores em lameiros e soutos que em matos, e em lameiros que em azinhais para ambos grupos; (iii) polinizadores ( $\chi^2 = 7,883$ ;  $df = 3$ ;  $P = 0,048$ ) (Figura 12C) – o teste Tukey não revelou diferenças entre ambientes; (iv) omnívoros, com valores tendencialmente superiores em azinhais que em lameiros ( $\chi^2 = 7,174$ ;  $df = 3$ ;  $P = 0,067$ ) (Figura 12D). Os parasitoides não variaram entre habitats ( $\chi^2 = 0,296$ ;  $df = 3$ ;  $P = 0,961$ ) (Figura 12E) (Figura 12).

Os fitófagos ( $\chi^2 = 14,090$ ;  $df = 1$ ;  $P < 0,001$ ) (Figura 12B), omnívoros ( $\chi^2 = 6,712$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0,009$ ) (Figura 12D) e parasitoides ( $\chi^2 = 4,769$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0,029$ ) (Figura 12E) foram mais abundantes em maio que em junho. Os predadores ( $\chi^2 = 1,619$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0,203$ ) (Figura 12A) e os polinizadores ( $\chi^2 = 1,448$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0,229$ ) (Figura 12C) não mostraram diferenças entre meses (Figura 12).

#### *Resposta da diversidade funcional à diversidade taxonómica*

Quer a riqueza quer a SDI funcional aumentaram tanto no solo como na vegetação, com a riqueza e SDI taxonómicos, respetivamente (Figura 13, Tabela 3 em Material Suplementar).

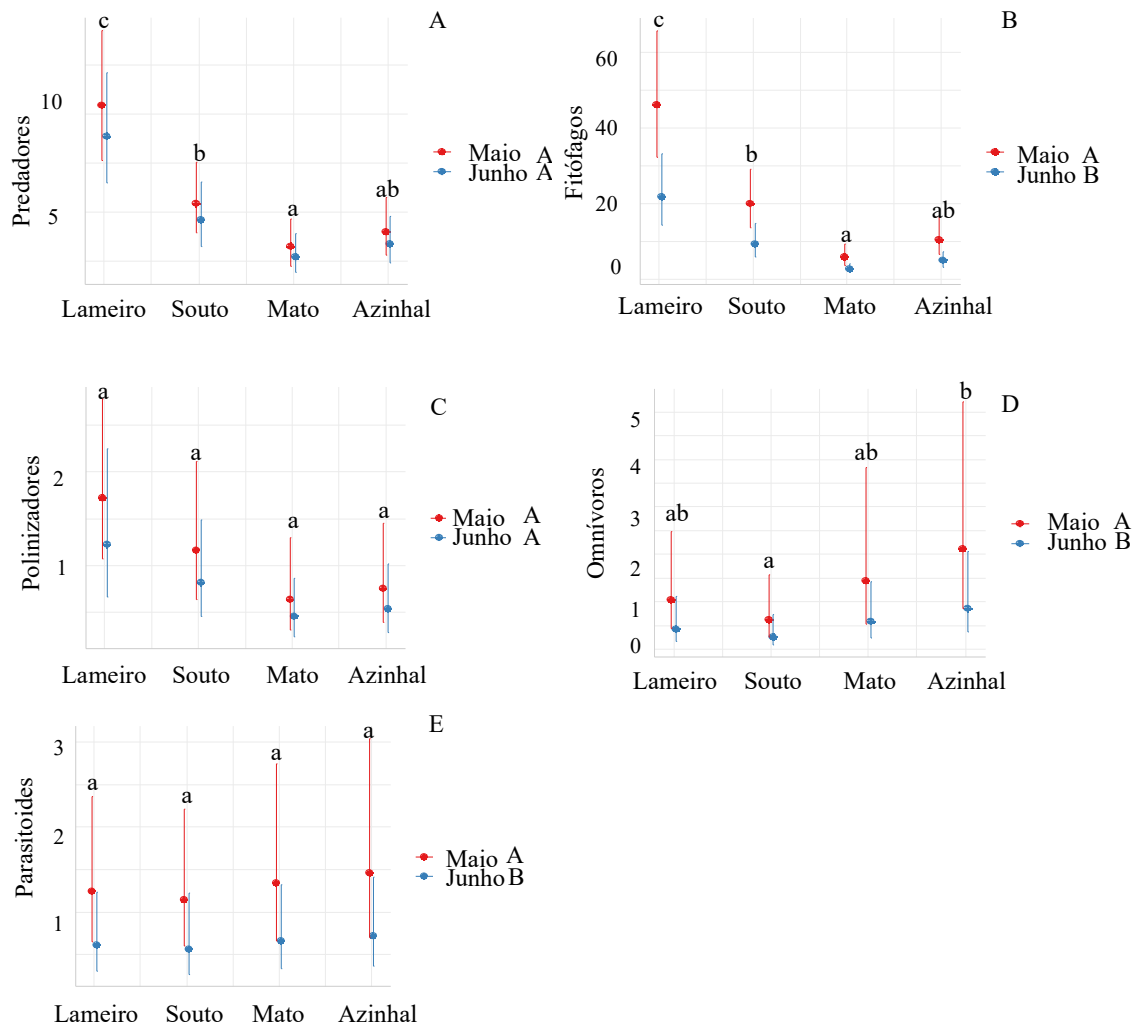


Figura 12 - Resposta dos grupos funcionais de artrópodes (predadores, parasitoides, fitófagos, omnívoros e polinizadores) na vegetação herbácea (rede entomológica) ao habitat (lameiro, souto, mato, azinhal) e mês de captura (maio, junho). Letras minúsculas diferentes mostram diferenças significativas para o habitat. Letras maiúsculas diferentes (na legenda da Figura) mostram diferenças significativas para o mês de captura.

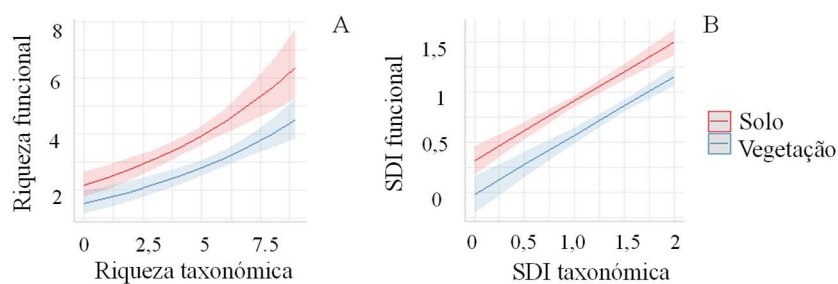


Figura 13 - Relação (A) da riqueza taxonómica e funcional e (B) do SDI taxonómico e funcional.

## Discussão

### *Comunidade de artrópodes*

Neste trabalho pela primeira vez foi analisada a resposta dos artrópodes e as suas funções ecossistémicas ao habitat nos principais habitats do PNM. Os principais grupos funcionais de artrópodes, por ordem de abundância foram: predadores, fitófagos, omnívoros, polinizadores, parasitoides e detritívoros. Os artrópodes do solo foram dominados por predadores (e.g., Carabidae) e omnívoros (e.g., Formicidae). Os artrópodes mais abundantes na vegetação foram fitófagos (e.g., Curculinidae e Bruchinae) e predadores (principalmente aranhas). Dentro dos predadores, destacaram importantes grupos descritos como agentes de controlo biológico em numerosos agroecossistemas, e.g., as famílias Carabidae, Coccinellidae e Staphylinidae (Coleoptera), e Anthocoridae, Pentatomidae e Reduviidae (Hemiptera) (Sforza, 2021). Outros foram menos abundantes, mas também poderão contribuir à limitação natural de pragas (e.g., Syrphidae, Vespidae, Chrysopidae etc.) (Dunn et al., 2020). Os fitófagos podem representar um papel positivo como presas para predadores (e.g., Zuma et al., 2022) e para aves insetívoras, ou hospedeiros para parasitoides (e.g., Chen et al., 2022) e no controlo de infestantes (e.g., Mohsen et al., 2023), mas algumas espécies poderão atuar como pragas em determinadas circunstâncias. Nos omnívoros destacaram-se as formigas e a ordem Dermaptera. O papel das formigas poderá ser positivo, através da predação de pragas e dispersão de sementes, mas também poderão preda agentes de controlo biológico (e.g., ovos de Chrysopidae e dos parasitoides *Trichogramma* (Pereira et al., 2002; Santos et al., 2007)). A ordem Dermaptera contém predadores vorazes de algumas pragas, mas algumas famílias se podem-se tornar pragas (Capinera et al., 2009; Ghoneim, 2014). Portanto, são necessários estudos mais aprofundados sobre o papel destes grupos no PNM. Outros grupos foram menos abundantes, mas representam funções essenciais para o ecossistema, i.e., polinizadores, parasitoides e detritívoros (estes últimos apareceram essencialmente no solo dos lameiros em junho).

### *Distribuição de artrópodes nos diferentes habitats*

Em relação à distribuição de artrópodes por habitats, os lameiros e os sotos no geral apresentaram maior biodiversidade de artrópodes e funções durante a primavera. A maior riqueza taxonômica e abundância de predadores registou-se no solo e vegetação dos lameiros, a maior abundância de fitófagos na vegetação de lameiros e a maior abundância de fitófagos, polinizadores e parasitoides no solo de sotos. Também se destacou a importância da vegetação, onde foram capturados perto da metade dos artrópodes. No entanto, nos lameiros, apesar de mostrar a maior riqueza taxonômica e número total de artrópodes, o SDI funcional na sua vegetação foi inferior que em outros habitats (matos e azinhais). Isto deve-se à elevada dominância de fitófagos, que leva a uma redução da equitatividade e por tanto do SDI. Em relação aos sotos, neste estudo a cobertura vegetal foi mantida durante o período de amostragem, proporcionando provavelmente recursos para a sobrevivência dos artrópodes. De forma semelhante, em vinha Geldenhuys et al. (2021) encontraram que coberturas vegetais densas e diversas aumentaram a riqueza de morfoespécies assim como de alguns grupos funcionais, nomeadamente, fitófagos, detritívoros e predadores. Na região de estudo o manejo dos sotos e dos lameiros é no geral caracterizado pela sua baixa intensidade, existindo subsídios (Portaria nº 150/2015) que fomentam usos do solo como os lameiros, culturas permanentes de sequeiro e coberturas vegetais. Este apoio económico é baseado principalmente nas implicações positivas que estas culturas e práticas têm na conservação do solo. Por exemplo em sotos, as coberturas vegetais envolvem benefícios como a redução da erosão, a melhoria da infiltração da água no solo, a promoção da disponibilidade de nutrientes ou o aumento do sequestro de carbono (Freitas et al., 2021). Neste trabalho não foram estudados diferentes tipos de manejo, mas as medidas de conservação aplicadas na região poderão estar a favorecer também as funções ecossistémicas fornecidas por artrópodes.

Os ambientes seminaturais (matos e azinhais) apresentaram os menores valores de biodiversidade taxonômica no solo e na vegetação – e, no geral, de abundância de grupos funcionais no solo. No entanto, ambos apresentaram valores superiores de diversidade funcional na vegetação, provavelmente devido uma equitabilidade superior, a pesar da menor abundância de artrópodes. Na primavera, estes habitats poderão ser menos atrativos para artrópodes devido a uma menor diversidade de plantas em floração. De forma semelhante, na primavera Kubiak (2021) encontrou que os coleópteros foram

menos abundantes em áreas de matos que em olivais. No entanto em outras estações (verão, outono e inverno), caracterizadas por uma escassez de recursos (i.e., menor abundância de plantas em floração e plantas herbáceas) e condições ambientais menos apropriadas para os artrópodes (e.g., elevada ou baixa temperatura), as áreas de mato e azinhal poderiam representar áreas de refúgio para estes, como tem sido observado para alguns grupos de insetos (e.g., sirfídeos em olival) (Villa et al., 2016). Apesar dos valores inferiores de biodiversidade taxonómica quando comparados com soutos e lameiros, os habitats seminaturais apresentaram abundâncias relevantes de polinizadores, parasitoides e predadores, particularmente no solo no mês de maio. Os matos e azinhais em concordância com Kubiak (2021) apresentaram uma elevada abundância de coleópteros. Ambos habitats apresentaram maior abundância de artrópodes no solo que na vegetação. Isto pode resultar de uma maior quantidade de madeira e folhas mortas, onde os artrópodes do solo poderão encontrar recursos para a sua sobrevivência (Hanula et al., 2009).

Resumindo, os ambientes seminaturais (matos e azinhais) apresentaram uma diversidade taxonómica de artrópodes menor que os lameiros e os soutos. Isto poderá estar relacionado com a maior presença de recursos alimentícios na primavera para os artrópodes em habitats com uma cobertura herbácea em floração. No entanto, no solo a diversidade funcional apresentou valores superiores nos habitats seminaturais. Este resultado poderá resultar da dominância de predadores e fitófagos em lameiros e soutos e uma maior equitatividade funcional nos habitats seminaturais.

#### *Distribuição de artrópodes entre meses*

Em relação à variação de abundância de artrópodes e as suas funções de maio a junho, não se observaram diferenças no solo para os índices de diversidade taxonómica, e na vegetação unicamente se verificou uma diminuição de SDI (mas não de riqueza). No caso da diversidade funcional, quer riqueza quer SDI diminuíram de maio a junho no solo, mas não na vegetação. As diminuições observadas poderão ser consequência da incipiente mudança da cobertura vegetal e condições climáticas, resultando numa redução da abundância de artrópodes em meses mais quentes (Álvarez et al., 2019). No solo os fitófagos, os polinizadores e os parasitoides, e na vegetação os fitófagos, os omnívoros e

os parasitoides diminuíram de maio a junho. Álvarez et al. (2019) também encontraram uma diminuição da abundância de parasitoides no mês de julho. No caso dos predadores, Álvarez et al. (2019) indicam que este grupo é afetado pela disponibilidade de presas nos habitats seminaturais. No entanto, no presente trabalho a diminuição de abundância de alguns grupos de artrópodes que poderiam atuar como presas alternativas para predadores (como os fitófagos) de maio a junho, quer no solo, quer na vegetação, não resultou numa diminuição de predadores em nenhum dos habitats estudados. Ainda, a menor abundância destes grupos só resultou numa diminuição da diversidade funcional na vegetação (e não no solo). O presente trabalho foi realizado na primavera, época de máxima atividade para artrópodes (Álvarez et al., 2019), e a diminuição de presas de maio a junho poderia não ser suficiente para afetar as populações dos predadores. Em meses posteriores, durante o verão, a diminuição de presas poderá ser acompanhada por uma diminuição predadores. Outros grupos funcionais poderão também ver alteradas as suas abundâncias, resultando em alterações de diversidade funcional nos diferentes habitats. Para afrontar as altas temperaturas, baixa humidade, falta de recursos e alteração da vegetação dos habitats durante o verão os artrópodes podem utilizar outros habitats como refúgio (Romero et al., 2022). Deste modo, para complementar este estudo e obter conclusões definitivas em relação às dinâmicas das populações de artrópodes ao longo do tempo, será preciso estudar o que acontece em meses posteriores.

#### *Resposta da diversidade funcional à diversidade taxonómica*

Por último, globalmente, o aumento da diversidade taxonómica resultou numa maior diversidade funcional. Portanto, perdas importantes de biodiversidade taxonómica de artrópodes no PNM poderão resultar numa diminuição da função do ecossistema proporcionada pelos artrópodes. Esta informação é relevante, porque apesar de que o esperado é encontrar que estas variáveis aumentem ou diminuam em simultâneo, isto não é sempre observado (Edie et al., 2018). Por exemplo, Carboni et al., 2013 encontraram a diversidade funcional de plantas correlacionada com a variabilidade filogenética, mas isto não foi verificado para a composição funcional.

## *Limitações*

Diferentes usos de solo (neste estudo, diferentes habitats) determinam a vegetação, que por sua vez influencia toda a cadeia trófica, afetando conseqüentemente à composição da comunidade de consumidores e às funções do ecossistema que dependem deles (Meyer, 2019), pelo que é expetável encontrar comunidades de artrópodes diferentes em diferentes habitats. Mas não só o habitat afeta às comunidades de artrópodes. Por exemplo, a fauna do solo é afetada por fatores como qualidade da matéria orgânica, pH, temperatura, humidade, textura do substrato, cobertura vegetal, bem como as práticas agrícolas que promovem alteração na abundância de organismos, da diversidade de espécies e das características do solo (Socarrás, 1998). Os fatores relacionados com práticas de manejo não foram tidos em conta neste trabalho, uma vez que todos os lameiros e soutos amostrados apresentaram condições semelhantes. No entanto sabe-se que o manejo (e.g., regime de pastoreio) pode condicionar a riqueza e a estrutura das comunidades de plantas e artrópodes (Wang e Tang, 2019; Torma et al., 2023). Também, os métodos de captura utilizados podem influenciar a diversidade de artrópodes observada (Hanula et al., 2009).

## **Conclusão**

Os principais grupos funcionais de importantes habitats no PNM foram identificados, assim como os grupos taxonómicos mais relevantes (e.g., os predadores Carabidae, Coccinellidae, Staphylinidae ou os fitófagos Curculinidae e Bruchinae). A diversidade de artrópodes (taxonómica e funcional) variou consoante o mês e o habitat. Os lameiros e os soutos apresentaram maior abundância, presumivelmente devido à maior cobertura de espécies vegetais herbáceas. A diversidade taxonómica de artrópodes em lameiros e soutos não mobilizados foi superior que nos matos e azinhais, e ainda se relacionou de forma positiva com algumas funções dos artrópodes (i.e., predadores e fitófagos), demonstrando a importância destes habitats para as funções fornecidas por artrópodes durante a primavera assim como a importância do seu estudo e conservação. Os habitats seminaturais, apesar de apresentar uma abundância de artrópodes menor, apresentaram

abundâncias relevantes de grupos funcionais importantes como predadores, polinizadores ou parasitoides.

## Bibliografia

- Álvarez, H.A., Morente, M., Shigeo, F., Rodríguez, E., Campos, M., Ruano, F. (2019). Semi-natural habitat complexity affects abundance and movement of natural enemies in organic olive orchards. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 285: 0167-8809. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106618>
- Barros, P., Moreira, P., Ferreira, S. (2010). Contribution to the knowledge of the Odonata fauna of Northern Portugal. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.)*. 46: 533-39.
- Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Maechler, M., Bolker, B.M. (2017). glmmTMB Balances speed and flexibility among packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2): 378-400. <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>
- Capinera, J.L. (2009). European earwig *Forficula auricularia* Linnaeus (Insecta: Dermaptera: Forficulidae). Florida: University of Florida, IFAS Extension. <https://journals.flvc.org/edis/article/download/118828/116752/>
- Carboni, M., Acosta, A.T.R., Ricotta, C. (2013). Are differences in functional diversity among plant communities on Mediterranean coastal dunes driven by their phylogenetic history? *Journal of Vegetation Science*. 24: 932-94. <https://doi.org/10.1111/jvs.12095>
- Chen, X., Jaworski, C.C., Dai, H., Liang, Y., Guo, X., Wang, S., Zang, L.-S., Desneux, N. (2022). Combining banker plants to achieve long-term pest control in multi-pest and multi-natural enemy cropping systems. *Journal of Pest Science*. 95: 685-697. <https://doi.org/10.1007/s10340-021-01428-6>
- Dunn, L., Lequerica, M., Reid, C.R., Latty, T. (2020). Dual ecosystem services of syrphid flies (Diptera: Syrphidae): pollinators and biological control agents. *Pest Management Science*, 76: 1973-1979. <https://doi.org/10.1002/ps.5807>

- Edie, M.S., Jablonski, D., Valentine, J.W. (2018). Contrasting responses of functional diversity to major losses in taxonomic diversity. *The Proceedings of the National Academy of Sciences*. 115: 732-737. <https://doi.org/10.1073/pnas.1717636115>
- Elizalde, L., Arbetman, M., Arnan, X., Eggleton, P., Leal, I.R., Lescano, M.N., Saez, A., Werenkraut, V., Pirk, G.I. (2020). The ecosystem services provided by social insects: traits, management tools and knowledge gaps. *Biological Reviews*, 95: 1418-1441. <https://doi.org/10.1111/brv.12616>
- Fox, J., Weisberg, S. (2019). *An {R} Companion to Applied Regression*, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage, <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.
- Freitas, T.R., Santos, J.A., Silva, A.P., Fraga, H. (2021). Influence of climate change on chestnut trees: a review. *Plants*. 10: 1463. <https://doi.org/10.3390/plants10071463>
- Geldenhuys, M., Gaigher, R., Pryke, J.S., Samways, M.J. (2020). Diverse herbaceous cover crops promote vineyard arthropod diversity across different management regimes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 307: 107222, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107222>.
- Ghoneim, K. (2014). Predatory insects and arachnids as potential biological control agents against the invasive tomato leafminer, *Tuta absoluta* Meyrick (Lepidoptera: Gelechiidae), in perspective and prospective. *Journal of Entomology and Zoology Studies*. 2: 52-71.
- Hanula, L.J., Wade, D.D., O'Brien, J., Loeb, C.S. (2009). Ground-dwelling arthropod association with coarse woody debris following long-term dormant season prescribed burning in the longleaf pine flatwoods of North Florida. *Florida Entomologist*. 92(2): 229-242. <https://doi.org/10.1653/024.092.0206>
- Hartig, F. (2022). DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models\_. R package version 0.4.6, <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>>. [consultado 10/10/2022]
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P. (2008). Simultaneous inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal* 50: 346-363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>
- ICNF. (2022). Parque Natural de Montesinho. URL:<https://resources.natural.pt/uploads/additional-information/2019/06/12/08/Msm1aTmOfwIWzjc2.pdf> [consultado 10/10/2022]

- Kubiak, L.K. (2020). Comparação da diversidade funcional de Araneae e Coleoptera do solo no olival e mato mediterrânico. Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Agroecologia no âmbito da dupla diplomação com a Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
- Losey, J.E., Vaughan, M. The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. (2006). *BioScience*. 56: 311-323. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[311:TEVOES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2)
- Maes, D., Verovnik, R., Wiemers, M., Brosens, D., Beshkov, S., Bonelli, S., Buszko, J., Cantú-Salazar, L., Cassar, L.-F., Collins, S., Dincă, V., Djuric, M., Dušej, G., Elven, H., Franeta, F., Garcia-Pereira, P., Geryak, Y., Goffart, P., Gó, Á., Hiermann, U. (2019). Integrating national Red Lists for prioritising conservation actions for European butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 23(2), 301.
- Mohsen, M.R., Leyla V.K., Mark G.W. (2023). Insect and weed biological control in Hawaii: Recent case studies and trends. *Biological Control*. 179: 105170. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2023.105170>.
- Meyer, T.S., Heuss, L., Feldhaar, H., Weisser, W.W., Gossner, M.M. (2019). Land-use components, abundance of predatory arthropods, and vegetation height affect predation rates in grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 270-271: 84-92. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.015>.
- Miranda-Arabolaza, M.J., Barranco, P. (2005). Os ortópteros da bacia do rio Sabor (Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal (Insecta, Orthoptera). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 37: 173-200.
- Noriega J.A., Hortal, J., Azcárate, F.M., Berg, M.P., Bonada, N., Briones, M.J.I, Del Toro, I., Goulson, D., Ibanez, S., Landis, D.A., Moretti, M, Potts, S.G., Eleanor M. Slade, E.M., Stout, J.C., Ulyshen, M.D., Wackers, F.L., Woodcocks, B.A., Ana M.C. Santos, A.M.C. (2018). Research trends in ecosystem services provided by insects. *Basic and applied ecology*. 26: 8-23.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlenn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C., Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. R package

version 2.6-2, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. [consultado 10/10/2022]

- Pereira, J.A., Bento, A., Sousa, D., Campos, M., Torres, L. (2002). Estudo preliminar sobre as formigas (Hymenoptera: Formicidae) associadas ao olival da Terra Quente Transmontana (Nordeste de Portugal). *Boletín de Sanidad Vegetal Plagas*, 28: 357-36.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. [consultado 10/10/2022]
- Romero, G.Q., Gonçalves-Souza, T., Roslin, T., Marquis, R.J., Marino, N.A.C., Novotny, V., Cornelissen, T., Orivel, J., Sui, S., Aires, G., Antoniazzi, R., Dáttilo, W., Breviglieri, C.P.B., Busse, A., Gibb, H., Izzo, T.J., Kadlec, T., Kemp, V., Kersch-Becker, M., Knapp, M., Katrina, P., Luke, R., Majnaric, S., Maritz, R., Martins, P.M., Mendesil, E., Michalko, J., Mrazova, A., Novais, S., Pereira, C.C., Peric, M.S., Petermann, J.S., Ribeiro, S.P., Sam, K., Trzcinski, M.K., Vieira, C., Westwood, N., Bernaschini, M.L., Carvajal, V., Gonzáles, E., Jausoro, M., Kaensin, S., Ospina, F., Cristóbal-Pérez, E.J., Quesada, M., Rogy, P., Srivastana, D.S., Szpryngiel, S., Tack, A.J.M., Teder, T., Videla, M., Mari-Liis, K., Koricheva, J. (2022). Climate variability and aridity modulate the role of leaf shelters for arthropods: A global experiment. *Global Change Biology*. 28: 3694-3710. <https://doi.org/10.1111/gcb.16150>
- Santos, A.L., Santos, S.A.P., Almeida, J., Bento, A. (2018). Parasitoides autóctones asociados a *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu: principais espécies e taxas de parasitismo. *Revista de Ciências Agrárias*. 41: 141-144. <https://doi.org/10.19084/rca.17082>
- Santos, S.A.P., Cabanas, J.E., Pereira, J.A. (2007). Abundance and diversity of soil arthropods in olive grove ecosystem (Portugal): Effect of pitfall trap type. *European Journal of Soil Biology*. 43: 77-83. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.10.001>.
- Sforza, R.F.H. (2021). The diversity of biological control agents. In: Mason, P.G (ed) *Biological control: global impacts, challenges and future directions of pest management*. CSIRO Publishing, Clayton South, pp. 2-36.
- Socarrás, A. (1998). La vida del suelo: un indicador de su fertilidad. In *Agricultura orgánica. Cuba: Asociación Cubana de técnicos Agrícolas y Forestales*. 121.p

- Souza, M.E.C., Bento, A. (2021). Efeito do coberto vegetal na biodiversidade funcional de artrópodes associados a castanheiros. XIX Congresso Ibérico de Entomologia.
- Supriya, K., Moreau, C.S, Sam, K., Price, T.D. (2019). Analysis of tropical and temperate elevational gradients in arthropod abundance. *Frontiers of Biogeography*. 11(2). <http://dx.doi.org/10.21425/F5FBG43104>
- Torma, A., Révész, K., Gallé-Szpisjak, N., Šeat, J. Szél, G., Kutasi, C., Malenovský, I., Batáry, P, Gallé, R. (2023). Differences in arthropod communities between grazed areas and grazing exclosures depend on arthropod groups and vegetation types. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 341. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108222>.
- Villa, M., Santos, S.A.P., Marrão, R., Pinheiro, L.A., López-Sáez, J.A., Mexia, A., Bento, A., Pereira, J.A. (2016). Syrphids feed on multiple patches in heterogeneous agricultural landscapes during the autumn season, a period of food scarcity. *Agriculture, Ecosystem & Environment*. 233: 262-269. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.014>
- Wang, C., Tang, Y. (2019). A global meta-analysis of the response of multi-taxa diversity to grazing intensity in grasslands. *Environmental Research Letters*. 14. 114003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4932>
- Wong, M.K.L., Guénard, B., Lewis, O.T. (2019). Trait-based ecology of terrestrial arthropods. *Biological Reviews*. 94: 999-1022. <https://doi.org/10.1111/brv.12488>
- Zuma, M., Njekete, C., Konan, K.A.J., Bearrez, P., Amiens-Desneux, E., Desneux, N., Lavoie A.V. (2022). Companion plants and alternative prey improve biological control by *Orius laevigatus* on strawberry. *Journal of Pest Science*. 344 <https://doi.org/10.1007/s10340-022-01570-9>



## Material suplementar

Tabela 1 - Proporção para cada ordem, família ou espécie capturada

Ordem	Família	Espécie	Maio				Junho			
			Lameiro	Souto	Mato	Azinhal	Lameiro	Souto	Mato	Azinhal
Acari	-	-	0,014	0,007	0,001	0,003	0,003	0,031	-	0,003
Araneae	-	-	0,106	0,140	0,235	0,330	0,218	0,137	0,184	0,207
Chilopoda	-	-	0,001	0,001	0,001	0,001	-	0,001	-	0,003
Coleoptera	-	-	0,106	0,134	0,044	0,049	0,111	0,067	0,066	0,048
	Anthicidae	-	-	-	0,009	-	0,000	-	-	-
	Bruchinae	-	0,079	0,174	0,018	0,003	0,032	0,017	0,012	0,003
	Cantharidae	-	0,001	-	-	-	0,002	-	-	-
	Carabidae	-	0,029	0,019	0,009	0,031	0,102	0,080	0,001	0,042
	Cerambycidae	-	-	-	-	-	0,000	0,001	-	-
	Cetoniidae	-	0,000	-	0,001	-	0,000	0,005	0,004	-
	Chrysomilidae	-	0,002	0,001	0,004	-	0,003	0,004	0,009	0,005
	Coccinellidae	-	0,009	0,007	0,004	0,003	0,012	0,007	0,002	0,005
	Curculinidae	-	0,080	0,030	0,008	0,005	0,025	0,007	0,005	0,010
	Elateridae	-	0,002	-	-	-	0,023	-	-	-
	Histeridae	-	0,004	-	-	-	0,014	-	0,001	-
	Malachiinae	-	0,000	-	-	0,001	0,003	0,002	-	-
	Melyridae	-	-	-	-	-	0,002	0,001	-	-
	Staphylinidae	-	0,003	0,002	-	0,006	0,011	0,003	0,002	0,006
	Oedemeridae	-	-	0,001	-	-	0,001	0,002	0,004	0,001
		<i>Chrysantia reitteri</i>	-	-	-	-	-	0,002	0,006	-
		<i>Oedemera falvipes</i>	-	-	-	-	0,0004	-	-	-
		<i>Oedemera nobilis</i>	-	-	-	-	0,0004	-	-	-

Ordem	Família	Espécie	Maio				Junho			
			Lameiro	Souto	Mato	Azinhal	Lameiro	Souto	Mato	Azinhal
Coleoptera	Scraptiidae	-	-	-	-	-	0,000	0,020	-	-
	Silphidae	<i>Silpha puncticolis</i>	-	-	-	-	0,001	-	-	-
	Meloidae	-	-	-	0,001	-	-	-	-	
	Larva	-	-	0,002	-	-	-	-	0,001	
	Coccinellidae	-	-	-	-	-	-	-	-	
Larva Coleoptera	-	-	0,011	0,006	0,002	0,001	0,018	0,004	-	0,003
Dermaptera	-	-	-	0,003	-	-	-	0,004	0,001	-
Diptera	-	-	0,119	0,183	0,124	0,127	0,083	0,205	0,134	0,091
	Syrphidae	-	0,000	-	-	0,001	0,005	0,001	-	-
		<i>Sphaerphorie scripta</i>	-	0,003	-	-	-	-	-	-
	Trichoceridae	-	-	-	-	-	-	0,001	-	-
Auchenorrhyncha	Fulgomorpha	-	0,008	0,002	0,004	0,003	0,003	0,003	-	0,001
Hemiptera	-	-	0,024	0,039	0,076	0,020	0,008	0,022	0,032	0,018
	Anthocoridae	-	-	0,001	-	-	-	-	-	-
	Aphididae	-	0,016	0,018	0,002	0,031	0,011	0,003	0,007	0,043
	Apidae	-	0,001	0,001	0,001	0,005	-	0,002	0,001	-
	Cercopidae	-	0,002	-	0,001	-	0,001	-	-	-
		<i>Philaenus spumarius</i>	-	-	-	-	-	0,001	-	0,000
		<i>Cercopis intermedio</i>	0,000	-	-	-	-	-	-	-
	Cicadellidae	-	0,049	0,019	0,019	0,009	0,045	0,025	0,008	0,015
		<i>Psammotettix</i>	-	-	0,004	-	-	-	-	-
	Pentatomidae	-	0,001	0,001	-	0,001	-	-	-	-
	Reduviidae	-	0,000	-	-	-	-	-	-	-
	Tingidae	-	0,001	-	-	-	0,000	-	-	0,001
	Nabidae	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-
	Aphrophoridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		<i>Neophilaenus</i>	-	-	0,001	-	-	-	-	-

Ordem	Família	Espécie	Maio				Junho			
			Lameiro	Souto	Mato	Azinhal	Lameiro	Souto	Mato	Azinhal
Hemiptera	Coreidae	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-
	Stenocephalidae	-	-	-	-	-	-	-	-	0,001
	Cicadellidae	-	0,048	0,001	-	0,001	0,004	-	-	-
Heteroptera	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-	-
	Lygaeidae	-	-	0,001	-	-	-	-	-	-
	Cydnidae	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-
Heterocera	-	-	0,002	-	0,002	-	0,003	0,010	-	0,005
Hymenoptera	-	-	0,026	0,037	0,006	0,025	0,014	0,022	0,023	0,014
	Vespidae	-	-	0,001	0,001	-	-	-	-	0,001
	Formicidae	-	0,187	0,117	0,384	0,207	0,127	0,201	0,348	0,339
Isopodos	-	-	0,000	0,006	-	0,028	0,023	0,044	-	0,012
Ixodidae	-	-	0,000	-	0,001	0,001	-	-	-	-
Julida	Julidae	-	0,001	0,001	-	0,002	0,001	-	-	-
Lepidoptera	-	-	0,008	0,003	-	0,001	0,001	-	0,001	0,003
Larva	-	-	0,004	0,006	0,004	0,008	0,000	0,004	0,007	-
Lepidoptera	-	-	0,008	0,007	0,002	0,001	0,000	0,003	0,020	0,004
Miridae	-	-	0,008	0,007	0,002	0,001	0,000	0,003	0,020	0,004
Neuroptera	Chrysopidae	-	0,000	-	0,001	-	-	0,001	0,001	-
Orthoptera	-	-	0,036	0,009	-	0,009	0,019	0,026	0,011	0,024
	Gryllidae	-	-	0,001	-	0,001	0,041	0,003	-	-
Parasitoid	-	-	0,006	0,008	0,016	0,018	0,005	0,005	0,016	0,016
Phasmatodea	Phasmatidae	-	-	-	0,001	-	-	-	-	-
Psocoptera	-	-	0,000	-	0,003	0,040	-	0,001	0,036	0,022
Thysanoptera	-	-	0,005	0,002	-	0,008	0,000	-	-	-
Raphidioptera	-	-	-	-	0,001	0,001	-	-	-	-
Scorpiones	Buthidae	<i>Buthus ibericus</i>	-	-	-	0,001	-	-	-	-
Pseudoscorpiones	-	-	-	-	-	-	-	-	0,001	-

Ordem	Família	Espécie	Maio				Junho			
			Lameiro	Souto	Mato	Azinhal	Lameiro	Souto	Mato	Azinhal
Opiliones	-	-	-	-	-	-	-	0,006	0,012	0,001
N.I. Adultos	-	-	0,002	0,014	0,012	0,011	0,004	0,020	0,021	0,014
N.I. Ninfas	-	-	0,010	0,006	0,004	0,003	0,035	0,001	0,023	0,040

Tabela 2- Resultados GLMM para os parâmetros de regressão estimados e erros padrão da resposta de: (i) diversidade taxonómica e (ii) diversidade funcional de artrópodes, ao tipo de habitat (lameiros, soutos, matos, azinhal), e ao mês de amostragem (maio, junho), e de diversidade funcional à diversidade taxonómica e ao habitat (vegetação, solo).

<b>(i) Diversidade taxonómica</b>									
<b>Solo</b>									
<b>Riqueza</b>					<b>SDI</b>				
<b>Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(riqueza ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família="poisson")</b>					<b>Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(H ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família="gaussiana")</b>				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor		$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
<b>Ordenada na origem</b>	1,615	0,081	20,052	0,000	<b>Ordenada na origem</b>	1,166	0,071	16,384	0,000
<b>Souto (vs Lameiro)</b>	-0,142	0,108	-1,321	0,186	<b>Souto (vs Lameiro)</b>	-0,070	0,094	-0,747	0,455
<b>Mato (vs Lameiro)</b>	-0,268	0,106	-2,522	0,012	<b>Mato (vs Lameiro)</b>	-0,173	0,090	-1,935	0,053
<b>Azinhal (vs Lameiro)</b>	-0,341	0,109	-3,143	0,002	<b>Azinhal (vs Lameiro)</b>	-0,275	0,090	-3,068	0,002
<b>Maio (vs Junho)</b>	0,029	0,078	0,371	0,710	<b>Maio (vs Junho)</b>	-0,054	0,065	-0,836	0,403
<b>Vegetação</b>									
<b>Riqueza</b>					<b>SDI</b>				
<b>Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(riqueza ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família="poisson")</b>					<b>Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(H ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família="gaussian")</b>				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor		$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
<b>Ordenada na origem</b>	1,815	0,073	24,929	0,000	<b>Ordenada na origem</b>	1,364	0,082	16,690	0,000
<b>Souto (vs Lameiro)</b>	-0,118	0,097	-1,216	0,224	<b>Souto (vs Lameiro)</b>	-0,093	0,100	-0,936	0,349
<b>Mato (vs Lameiro)</b>	-0,366	0,099	-3,688	0,000	<b>Mato (vs Lameiro)</b>	-0,278	0,095	-2,922	0,003
<b>Azinhal (vs Lameiro)</b>	-0,195	0,095	-2,066	0,039	<b>Azinhal (vs Lameiro)</b>	-0,118	0,095	-1,239	0,215
<b>Maio (vs Junho)</b>	0,020	0,070	0,282	0,778	<b>Maio (vs Junho)</b>	0,160	0,069	2,322	0,020

**(ii) Diversidade funcional****Solo**

<b>Riqueza</b>					<b>SDI</b>				
<b>Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB (riqueza ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família ="poisson")</b>					<b>Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(SDI ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família ="gaussian")</b>				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor		$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
<b>Ordenada na origem</b>	1,562	0,087	17,988	0,000	<b>Ordenada na origem</b>	1,135	0,071	15,921	0,000
<b>Souto (vs Lameiro)</b>	-0,029	0,118	-0,243	0,808	<b>Souto (vs Lameiro)</b>	0,077	0,094	0,820	0,412
<b>Mato (vs Lameiro)</b>	-0,092	0,115	-0,799	0,424	<b>Mato (vs Lameiro)</b>	0,026	0,090	0,287	0,774
<b>Azinhhal (vs Lameiro)</b>	-0,219	0,123	-1,776	0,076	<b>Azinhhal (vs Lameiro)</b>	-0,111	0,093	-1,195	0,232
<b>Maio (vs Junho)</b>	-0,389	0,089	-4,374	0,000	<b>Maio (vs Junho)</b>	-0,416	0,066	-6,263	0,000
<b>Predadores</b>					<b>Fitófagos</b>				
<b>Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(Predadores ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família ="nbinom2")</b>					<b>Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(fitófagos ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família ="nbinom1")</b>				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor		$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
<b>Ordenada na origem</b>	3,391	0,178	19,102	0,000	<b>Ordenada na origem</b>	1,874	0,183	10,260	0,000
<b>Souto (vs Lameiro)</b>	-0,336	0,201	-1,668	0,095	<b>Souto (vs Lameiro)</b>	0,311	0,234	1,326	0,185
<b>Mato (vs Lameiro)</b>	-0,830	0,191	-4,356	0,000	<b>Mato (vs Lameiro)</b>	-0,015	0,244	-0,060	0,952
<b>Azinhhal (vs Lameiro)</b>	-0,551	0,192	-2,874	0,004	<b>Azinhhal (vs Lameiro)</b>	-0,442	0,272	-1,629	0,103
<b>Maio (vs Junho)</b>	-0,179	0,140	-1,282	0,200	<b>Maio (vs Junho)</b>	-1,053	0,202	-5,214	0,000
<b>Polinizadores</b>					<b>Omnívoros</b>				
<b>Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(Polinizadores ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família ="nbinom1")</b>					<b>Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(Omnivoros ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família ="nbinom2")</b>				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor		$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
<b>Ordenada na origem</b>	1,028	0,258	3,980	0,000	<b>Ordenada na origem</b>	3,174	0,297	10,701	0,000
<b>Souto (vs Lameiro)</b>	1,123	0,294	3,820	0,000	<b>Souto (vs Lameiro)</b>	-0,578	0,318	-1,819	0,069
<b>Mato (vs Lameiro)</b>	0,829	0,299	2,773	0,006	<b>Mato (vs Lameiro)</b>	-0,329	0,298	-1,106	0,269
<b>Azinhhal (vs Lameiro)</b>	0,083	0,347	0,239	0,811	<b>Azinhhal (vs Lameiro)</b>	-0,558	0,316	-1,763	0,078
<b>Maio (vs Junho)</b>	-1,999	0,284	-7,028	0,000	<b>Maio (vs Junho)</b>	0,142	0,222	0,638	0,523
<b>Parasitoides</b>									
<b>Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(Parasitoides ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família ="nbinom1")</b>									
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor					
<b>Ordenada na origem</b>	1,506	0,249	6,058	0,000					
<b>Souto (vs Lameiro)</b>	0,750	0,291	2,574	0,010					
<b>Mato (vs Lameiro)</b>	0,395	0,303	1,305	0,192					
<b>Azinhhal (vs Lameiro)</b>	-0,216	0,346	-0,625	0,532					
<b>Maio (vs Junho)</b>	-2,405	0,355	-6,783	0,000					

Vegetação									
Riqueza					SDI				
Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(riqueza ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família ="poisson")					Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(H ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família ="gaussian")				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor		$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Ordenada na origem	1,208	0,100	12,133	0,000	Ordenada na origem	0,705	0,056	12,619	0,000
Souto (vs Lameiro)	-0,123	0,134	-0,918	0,358	Souto (vs Lameiro)	0,036	0,072	0,496	0,620
Mato (vs Lameiro)	-0,118	0,135	-0,875	0,381	Mato (vs Lameiro)	0,135	0,072	1,869	0,062
Azinhhal (vs Lameiro)	0,076	0,128	0,597	0,550	Azinhhal (vs Lameiro)	0,293	0,072	4,044	0,000
Maió (vs Junho)	-0,109	0,096	-1,141	0,254	Maió (vs Junho)	-0,020	0,052	-0,374	0,708

Predadores					Fitófagos				
Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(Predadores ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família ="nbinom2")					Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(Fitófagos ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família ="nbinom2")				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor		$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Ordenada na origem	2,345	0,160	14,697	0,000	Ordenada na origem	3,831	0,181	21,204	0,000
Souto (vs Lameiro)	-0,652	0,170	-3,837	0,000	Souto (vs Lameiro)	-0,839	0,248	-3,375	0,001
Mato (vs Lameiro)	-1,172	0,182	-6,430	0,000	Mato (vs Lameiro)	-2,058	0,270	-7,624	0,000
Azinhhal (vs Lameiro)	-0,959	0,177	-5,415	0,000	Azinhhal (vs Lameiro)	-1,479	0,265	-5,573	0,000
Maió (vs Junho)	-0,165	0,129	-1,272	0,203	Maió (vs Junho)	-0,746	0,199	-3,754	0,000

Polinizadores					Omnívoros				
Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(Polinizadores ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família ="nbinom2")					Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(Omnívoros ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família ="nbinom2")				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor		$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Ordenada na origem	0,544	0,243	2,238	0,025	Ordenada na origem	0,049	0,437	0,113	0,910
Souto (vs Lameiro)	-0,398	0,360	-1,104	0,270	Souto (vs Lameiro)	-0,513	0,461	-1,112	0,266
Mato (vs Lameiro)	-0,993	0,402	-2,473	0,013	Mato (vs Lameiro)	0,314	0,458	0,687	0,492
Azinhhal (vs Lameiro)	-0,825	0,383	-2,156	0,031	Azinhhal (vs Lameiro)	0,698	0,419	1,666	0,096
Maió (vs Junho)	-0,342	0,284	-1,203	0,229	Maió (vs Junho)	-0,893	0,345	-2,591	0,010

Parasitoides				
Modelo Linear Misto Generalizado: glmmTMB(Parasitoides ~ Habitat + Mês + (1 Localização), Família ="nbinom2")				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Ordenada na origem	0,219	0,327	0,671	0,502
Souto (vs Lameiro)	-0,080	0,438	-0,182	0,855
Mato (vs Lameiro)	0,077	0,439	0,175	0,861
Azinhhal (vs Lameiro)	0,159	0,441	0,362	0,718
Maió (vs Junho)	-0,706	0,323	-2,184	0,029

Tabela 3-Resposta da diversidade funcional à diversidade taxonómica.

<b>Resposta da diversidade funcional à diversidade taxonómica</b>									
<b>Riqueza</b>					<b>SDI</b>				
<b>Modelo Linear Misto Generalizado:</b> glmmTMB(Riqueza funcional ~ Riqueza taxonómica + Método + (1 Localização), Família ="poisson")					<b>Modelo Linear Misto Generalizado:</b> glmmTMB(SDI funcional ~ SDI taxonómico + Método + (1 Localização), Família ="gaussian")				
	$\beta$	SE	Estatístico	P- valor		$\beta$	SE	Estatístico	P- valor
<b>Ordenada na origem</b>	0,766	0,108	7,086	0,000	<b>Ordenada na origem</b>	0,322	0,072	4,505	0,000
<b>SDI</b>	0,121	0,021	5,761	0,000	<b>SDI</b>	0,586	0,062	9,445	0,000
<b>Vegetação (vs solo)</b>	-0,348	0,069	-5,063	0,000	<b>Vegetação (vs solo)</b>	-0,339	0,046	-7,310	0,000

Capítulo 4 – Relações entre comunidades de plantas e artrópodes numa área protegida do Mediterrâneo





# Relações entre comunidades de plantas e artrópodes numa área protegida do Mediterrâneo

## Resumo

Os artrópodes são importantes fornecedores de serviços ecossistêmicos, constituindo elementos-chave para o funcionamento dos ecossistemas. Por sua vez, as plantas fornecem recursos necessários para a sobrevivência dos artrópodes. Este estudo tem como foco principal compreender as interações estabelecidas entre os artrópodes e as plantas no Parque Natural de Montesinho a partir de uma abordagem de ecologia baseada em características. Especificamente, os objetivos foram: (i) descrever a diversidade taxonómica e funcional de plantas na primavera e (ii) avaliar a capacidade da diversidade das plantas (taxonómica e funcional) para explicar a diversidade funcional da comunidade de artrópodes em quatro habitats relevantes do Parque Natural de Montesinho. Foram realizadas amostragens de plantas e artrópodes (solo e vegetação) durante a primavera (maio e junho). A abundância das espécies de plantas e as suas características mais importantes para os artrópodes foram registadas. Os artrópodes capturados foram classificados por grupos funcionais. Posteriormente foram calculados índices de diversidade funcional e taxonómica, e avaliada a resposta dos artrópodes às plantas. Geralmente, os azinhais e os matos mostraram uma maior diversidade funcional de plantas enquanto a riqueza taxonómica de plantas foi superior em lameiros e soutos. A abundância funcional de artrópodes incrementou com a diversidade taxonómica e com a dispersão, vulnerabilidade e originalidade funcionais de plantas, sugerindo que características individuais (e.g., forma da corola ou cor) poderiam ser mais relevantes para as funções dos artrópodes. Os resultados indicam a vulnerabilidade dos habitats seminaturais, a relevância dos lameiros e soutos para as funções dos artrópodes na primavera e abrem o caminho a estudos futuros sobre interações planta-artrópode desde uma perspetiva baseada em características.

**Palavras-chave:** interação planta-artrópode; diversidade funcional; serviços ecossistêmicos; ecologia baseada em características; primavera; conservação; Montesinho.

Os resultados deste capítulo foram publicados em: *Bruno Calheiros-Nogueira, Carlos Aguiar, María Villa. 2023. Plant functional dispersion, vulnerability and originality increase arthropod functions from a protected mountain Mediterranean area in spring. Plants. 12, 889. <https://doi.org/10.3390/plants12040889>*



## Introdução

As plantas proporcionam recursos chave aos artrópodes como alimentos (e.g., pólen, néctar, folhas, madeira, presas/hospedeiros), refugio e lugares de acasalamento e oviposição (Gardarin et al., 2018; Peterson et al., 2016) que influenciam a longevidade, reprodução e dispersão dos artrópodes (Wäckers, 2005). Por sua vez, os artrópodes são responsáveis pela função ecossistémica assim como por serviços ecossistémicos numerosos e indispensáveis que incluem serviços de provisionamento, regulação, apoio e culturais (Noriega et al., 2018). Não obstante, os artrópodes têm sido historicamente negligenciados pela investigação (Chowdhury et al., 2022), permanecendo aproximadamente 80% da biodiversidade por descrever (Stork, 2018). Ainda, os artrópodes terrestres estão em declínio, em alguns casos, drasticamente (Chowdhury et al., 2022), o que pode resultar em perdas de funções e serviços ecossistémicos de consequências imprevisíveis. O conhecimento limitado da biodiversidade de artrópodes, o declínio da biodiversidade, junto à ameaça das alterações climáticas indicam a extrema urgência de perceber os fatores que determinam globalmente a diversidade de artrópodes e as suas funções. Neste sentido, um dos fatores mais importantes para os artrópodes são as comunidades de plantas, sendo essencial conhecer as interações que ambos estabelecem.

Neste contexto, as áreas protegidas de montanha, como o Parque Natural de Montesinho (PNM), localizado no nordeste de Portugal, representam inestimáveis laboratórios vivos para estudar e entender *in situ* processos ecológicos naturais. No PNM poucos trabalhos estudaram artrópodes (Barros et al., 2010; Maes et al., 2019; Miranda-Arabolaza e Barranco, 2005; Santos et al., 2018) e não existem trabalhos sobre interações planta-artrópode, sendo que o conhecimento local sobre a sua biodiversidade de artrópodes é muito limitado.

Por outra parte, a biodiversidade pode ser descrita através de entidades taxonómicas únicas (e.g., espécies) e quantificada com índices taxonómicos (e.g., riqueza de espécies ou o número de espécies) (Wong et al., 2019). Alternativamente, a ecologia baseada em características (*trait-based ecology*) coloca o foco em algumas características fenotípicas, ou características funcionais que potencialmente suportam algumas funções dentro do ecossistema (Wong et al., 2019). As características funcionais são características

morfológicas, fisiológicas, fenológicas, ou comportamentais partilhadas por diferentes grupos de organismos, podem ser quantificadas nos organismos e podem finalmente ser ligadas à sua função no ecossistema (Violle et al., 2007; Wood et al., 2015; Gardarin et al., 2018). As interações entre artrópodes e plantas podem ocorrer entre a diversidade taxonómica de plantas e os artrópodes ou entre a diversidade funcional das plantas e os artrópodes e podem resultar numa alteração dos serviços ecossistémicos fornecidos por artrópodes. A abordagem taxonómica conta com numerosas referências na literatura (e.g., Knops et al., 1999; Haddad et al., 2009; Forest et al., 2017; Barnes et al., 2020). A abordagem funcional, embora em aumento (Moretti et al., 2013; Gardarin et al., 2018), tem sido menos estudada. A diversidade de características funcionais das plantas pode contribuir para moldar a estrutura das comunidades de artrópodes através do estabelecimento de interações planta-artrópode (tróficas ou de outro tipo). Por exemplo (i) os recursos fornecidos pelas plantas (pólen, néctar, folhas ou presas e hospedeiros para predadores e parasitoides) são por vezes necessários para completar os ciclos de vida dos artrópodes; (ii) a acessibilidade dos recursos nas plantas determina a sua utilização; (iii) a quantidade e qualidade dos recursos deve ser suficiente para as necessidades dos artrópodes; (iv) algumas características das plantas podem ser mais atrativas ou repelentes; (v) a fenologia dos recursos deve corresponder aos requisitos dos artrópodes; (vi) a vegetação pode fornecer refúgios para estivação ou hibernação, sítios para oviposição ou pontos de fixação para teias de aranha (Gardarin et al., 2018). Apesar das suas potencialidades, a ecologia funcional implica também vários desafios como a seleção das características das plantas, que devem possuir potencial para moldar comunidades de artrópodes, a necessidade da simultaneidade da ocorrência dos recursos fornecidos pelas plantas com as necessidades dos artrópodes (Roscher et al., 2004) ou a ponderação das características de forma a refletir a sua importância para a função do ecossistema (Roscher et al., 2004). Além disso, as espécies e/ou características relevantes das plantas podem ser evidentes para alguns artrópodes, que dependem de recursos vegetais específicos para completar os seus ciclos de vida (por exemplo, sirfídeos ou parasitoides), enquanto para artrópodes que normalmente não se alimentam de plantas (por exemplo, coleópteros terrestres, aranhas, e outros artrópodes do solo) pode ser menos evidentes (Gardarin et al., 2018). No entanto, a ecologia funcional pode revelar padrões muito interessantes de interações planta-artrópode.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho é avaliar a capacidade da diversidade vegetal (taxonómica e funcional) para explicar a estrutura da comunidade de artrópodes de quatro habitats relevantes do PNM (lameiros, compostos por gramíneas e outras herbáceas; soutos de *Castanea sativa* (Miller, 1771), a cultura mais relevante no PNM; matos – dominados por *Erica* sp, *Cistus* sp., *Cytisus* sp.; e florestas de azinhais – dominadas por *Quercus rotundifolia* (Lam., 1785). Para tal, especificamente pretendeu-se: (i) descrever a comunidade de plantas nos habitats de estudo (diversidade taxonómica e funcional); (ii) avaliar a resposta da comunidade de artrópodes à diversidade de plantas (taxonómica e funcional).

## Material e métodos

### *Sítios de estudo*

Foram selecionadas quatro áreas de estudo na parte central do PNM (Figura 14). Em cada área, foram selecionados dois habitats com intervenção humana (um lameiro e um souto) e dois habitats seminaturais (um mato e um azinhal), somando um total de 16 sítios de amostragem. A distância mínima entre áreas foi de 2 km e a máxima de 8 km. Dentro da mesma área de estudo, a distância mínima entre sítios de amostragem foi de 20 m e a máxima de 1 km. A vegetação herbácea dos lameiros foi cortada em julho para alimentação de gado. Nos soutos amostrados, a vegetação herbácea foi mantida até novembro, quando os proprietários cortam para facilitar a colheita da castanha.

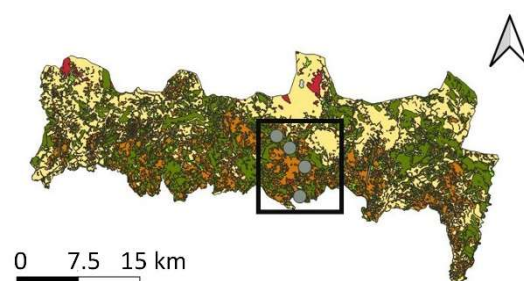


Figura 14 - Localização das áreas de estudo no Parque Natural de Montesinho

### *Amostragem de artrópodes*

Foram capturados artrópodes do solo e da vegetação na primavera (maio e junho de 2022), correspondendo à máxima atividade de artrópodes. Os artrópodes do solo foram capturados com recurso à cinco armadilhas de queda em cada sítio de amostragem somando um total de 80 armadilhas por data de amostragem. Cada armadilha de queda consistiu em um copo de plástico de 16 cm de altura e 9 cm de diâmetro, com 150 mL de uma mistura de água e polipropileno-glicol (3:1) e três ou quatro gotas de detergente, enterrado à superfície do solo. As armadilhas foram cobertas por uma tampa de plástico assente em três arames inseridos no solo para evitar a entrada da água da chuva e a captura de pequenos vertebrados. As armadilhas de queda foram separadas pelo menos 25 m entre elas e da bordadura da parcela. As armadilhas de queda foram recolhidas após sete dias no campo. O conteúdo das armadilhas foi transferido para frascos de vidro corretamente etiquetados, transportados para o laboratório, filtrados e colocados em álcool 70% até a triagem e identificação.

Os artrópodes da vegetação, incluindo vegetação herbácea, arbustos e árvores foram capturados com recurso a rede entomológica. Em cada sítio de amostragem, foram realizadas cinco amostras. Cada amostra consistiu em dez varreduras realizadas através de movimentos de 180 graus com a rede entomológica, somando um total de 80 amostras por data de amostragem. O conteúdo da rede foi transferido para uma saca de plástico e 0,3 mL de éter etílico injetados com uma seringa para matar imediatamente os artrópodes.

Os artrópodes foram identificados até o máximo nível taxonómico possível e posteriormente assignados a um grupo funcional (predador, parasitoide, polinizador, fitófago, omnívoro, detritívoro e parasita).

### *Amostragem de plantas*

A amostragem de plantas foi realizada nas 16 parcelas selecionadas. Em cada parcela foram realizados três inventários em áreas circulares com um raio de três metros à volta de três armadilhas de queda. Os inventários foram realizados nas mesmas datas que as amostragens de artrópodes (maio e junho). Foram registadas as espécies de plantas, a sua

abundância seguindo a escala Daubenmire modificada por Bailey (Küchler et al., 1976) e o tipo de recurso fornecido (flor e folhas, fruto e folhas, ou unicamente folhas), a cor da flor e a altura da planta (tabela 1).

### *Seleção de características funcionais de plantas*

A seleção das características das plantas foi baseada na sua importância teórica para os artrópodes (interações tróficas e funções de habitat), no seu significado para as plantas da área de estudo (plantas mediterrânicas) e estudos anteriores sobre ecologia baseada em características (*Trait-based ecology*) (Harguindeguy et al., 2016; Carboni, et al., 2013; Mahdavi e Bergmeier 2016; Gardarin et al., 2018). A seleção também considerou a fácil categorização e quantificação das características das plantas através de observações de campo ou da literatura. As informações sobre características das plantas foram obtidas a partir das observações no campo e de Flora Ibérica (Castroviejo 1986-2012).

Para as interações tróficas foram consideradas as seguintes funções, características e categorizações:

(i) Recurso: o tipo de recurso fornecido pela planta no momento da observação (apenas folhas, folhas e flores, folhas e frutos).

(ii) Atratividade da flor:

- a. Cor da flor: castanho, rosa, roxo, vermelho, branco, amarelo e inconspícuo para flores não aparentes/esverdeadas (e.g., Poaceae, Fagaceae, *Chenopodium* sp. ou *Plantago* sp.).
- b. Área da flor: foi considerada a área florida, isto é, a área formada pela única flor, pela inflorescência, o por pequenas flores solitárias próximas ou inflorescências formando cachos de flores/inflorescências. Foram estabelecidos três níveis categóricos: pequeno = aprox. < 0,05 cm; médio = aprox. 0,05 a 2 cm; grande = aprox. > 2 cm.

(iii) Acessibilidade:

- a. A morfologia da corola foi classificada em três níveis: abertura total (rosáceas e corolas rotativas), abertura média (corolas crucíferas, liguladas, hipocrateriformes, campanuladas e infundibuliformes) e abertura reduzida (corolas papilionáceas, bilabiadas, tubulares, personadas, orquidáceas e urceoladas) (Aguiar, 2020). Esta característica foi considerada como indicador da acessibilidade da flor aos artrópodes.

(iv) Qualidade nutritiva:

- a) Textura da folha: foi classificada em três níveis (herbácea, carnuda e semi-esclerofila/esclerofila).
- b) Composição de azoto (N) e fósforo (P) ( $\text{mg g}^{-1}$ ) da folha. Para esta métrica foram usados valores médios – para espécie quando possível, ou para famílias de plantas – obtidos através da literatura (Margaris et al., 1984; Badre et al., 1998; Tian et al., 2019; Mohammadzadeh e Pirzad, 2020; Navarro e Hidalgo-Triana, 2021). Para as espécies/famílias nas que não foi encontrada qualquer informação foi introduzido “não disponível” (NA) na tabela de dados. Os valores foram categorizados da seguinte forma: para N - baixo ( $< 19 \text{ mg g}^{-1}$ ), médio ( $> 19$  e  $< 23 \text{ mg g}^{-1}$ ) alto ( $> 23 \text{ mg g}^{-1}$ ); para P - baixo ( $< 1,1 \text{ mg g}^{-1}$ ), médio ( $> 1,1$  e  $< 1,7 \text{ mg g}^{-1}$ ) elevado ( $> 1,7 \text{ mg g}^{-1}$ ). Esta classificação é arbitrária porque não existe informação sobre o efeito da quantidade de N e P na biodiversidade geral de artrópodes. Ainda, as interações encontradas com esta característica no presente estudo devem ser tomadas como preliminares porque a composição de plantas pode mostrar uma elevada variabilidade em função das condições de crescimento destas plantas na área de estudo.

Para a função de habitat foi considerada:

- (i) Arquitetura: a altura da planta no momento da observação (1 = 0 a 5 cm; 2 = 5 a 30 cm; 3 = 30 a 100 cm; 4 > 100 cm) (Adaptado de Mahdavi e Bergmeier, 2016) (Tabela 1).

Tabela 1. Função ecossistêmica relevante para artrópodes, características das plantas utilizadas, categoria da característica (nominal ou ordinal), classificação das características, e fontes utilizadas para a seleção das características e a sua categorização (Gardarin et al., 2018; Fornoff et al., 2017; Margaris et al., 1984; Badre et al., 1998; Tian et al., 2019; Mohammadzadeh, et al., 2020; Navarro et al., 2021; Mahdavi et al., 2016; Castroviejo 1986-2012; Aguiar, 2020).

<b>Função ecossistêmica</b>	<b>Característica Funcional</b>	<b>Descrição</b>	<b>Classificação</b>	<b>Seleção de características</b>	<b>Seleção de categorias</b>
Recurso	Tipo de recurso	Nominal	1 = Vegetativa (folhas); 2 = Flor (folhas e flores); 3 = Fruta (folhas e frutos)	Observação no campo	Observação no campo
Atratividade	Cor da flor	Nominal	1 = castanho; 2 = inconspícuo; 3 = cor-de-rosa; 4 = roxo; 5 = vermelho; 6 = branco; 7 = amarelo	Observação no campo	Observação no campo
	Área de inflorescência	Ordinal	pequeno = aprox. < 0,05 cm; médio = aprox. 0,05 a 4 cm; grande = aprox. > 4 cm	Adaptado de: Fornoff et al., (2017)	Classificado de acordo com a importância potencial para os artrópodes
Acessibilidade	Acessibilidade à Corola	Ordinal	1 = abertura total; 2 = abertura média; 3 = abertura reduzida	Adaptado de: Fornoff et al., (2017). Tipologias de flores de Aguiar (2020)	Classificado de acordo com a importância potencial para os artrópodes
Qualidade nutritiva	Textura da folha	Ordinal	1 = herbáceo; 2 = carnuda; 3 = semi-esclerófila ou esclerófila	Tipologias de folhas em função da consistência adaptado de Aguiar (2020)	Literatura
	N	Ordinal	baixo (< 19 mg g <sup>-1</sup> ), médio (> 19 e < 23 mg g <sup>-1</sup> ), alto (> 23 mg g <sup>-1</sup> )	Literatura	Literatura
	P	Ordinal	baixo (< 1,1 mg g <sup>-1</sup> ), médio (> 1,1 e < 1,7 mg g <sup>-1</sup> ), elevado (> 1,7 mg g <sup>-1</sup> )	Literatura	Literatura
Arquitetura	Altura das plantas em observação	Ordinal	1 = 0 a 5 cm; 2 = 5 a 30cm; 3 = 30 a 100 cm; 4 = > 100 cm	Adaptado de: Mahdavi e Bergmeier (2016)	Observação

### *Cálculo da diversidade funcional e taxonómica*

A diversidade taxonómica vegetal (riqueza de espécies e diversidade de Shannon) foi calculada usando a função *specnumber* e a função de *diversity* do pacote "vegan" em R (Oksanen et al., 2022).

A diversidade funcional para maio e junho foi calculada através da construção de um espaço funcional multidimensional com uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) utilizando o pacote "mDF" (Magneville et al., 2022). Para ambos os meses foram utilizadas as primeiras quatro dimensões, uma vez que mostraram o menor desvio médio absoluto (mAD) – medida de qualidade do espaço multidimensional – (mAD maio = 0,045; mAD junho = 0,044). Posteriormente, com o espaço multidimensional e os dados de cobertura das plantas, foram calculados os seguintes índices de diversidade funcional (Mouillot et al., 2013; Magneville et al., 2022):

- Dispersão funcional: o desvio ponderado da biomassa dos valores das características das espécies em relação ao centro do espaço funcional preenchido pelo conjunto, ou seja, a distância média ponderada pela biomassa em relação aos valores médios das características ponderados pela biomassa do conjunto.
- Riqueza funcional: o volume do espaço multidimensional ocupado por todas as espécies de uma comunidade dentro do espaço funcional. A importância deste índice baseia-se no facto de que enquanto a riqueza taxonómica máxima de espécies é esperado com níveis intermédios de perturbação, a riqueza funcional reduzirá com altos níveis de perturbação ao diminuir as espécies e com elas as suas características (Mouillot et al., 2013).
- Divergência funcional - a proporção da abundância total de espécies com os valores de características mais extremos dentro de uma comunidade, e a equitatividade funcional - a regularidade da distribuição e a abundância relativa das espécies no espaço funcional de uma comunidade dada. A importância de ambos os índices baseia-se no facto de que depois de uma perturbação, a abundância de espécies será modificada de forma que as espécies terão uma combinação de características que desaparecerão em quanto outras permanecerão estáveis previamente à ocorrência de extinções locais. Assim, reduções na

divergência e equitatividade funcionais revelarão impactos da perturbação de forma mais atempada que a riqueza funcional (Mouillot et al., 2013).

- Especialização funcional: a distância média de uma espécie em relação ao resto do conjunto de espécies no espaço funcional. Indica espécies generalistas (i.e., espécies próximas ao centro do espaço funcional) ou espécies especialistas (i.e., com combinações de características extremas) (Mouillot et al., 2013).
- Originalidade funcional: a distância média ponderada à espécie mais próxima do conjunto global de espécies. Alterações na originalidade funcional quantificam a forma como as alterações nas abundâncias das espécies modificam a redundância funcional entre espécies (Mouillot et al., 2013).

Em seguida, as espécies foram agrupadas em entidades funcionais (ou seja, grupos de espécies com os mesmos valores para as características funcionais) utilizando a função *sp.to.fe* do mesmo pacote e com as entidades funcionais foram calculadas a redundância funcional e a vulnerabilidade:

- A redundância funcional: reflete o número médio de espécies por entidade funcional.
- A vulnerabilidade funcional: reflete a proporção de entidades funcionais com apenas uma espécie.

### *Análise de dados*

- Resposta dos índices de diversidade taxonómica e funcional das plantas ao habitat e ao mês.

A resposta de cada índice de diversidade das plantas (taxonómicos e funcionais) ao habitat e ao mês foi analisada utilizando a função *lm*, *glm* (R base) ou *glm.nb* (pacote "MASS") (Venables e Ripley, 2002). Foram utilizadas as distribuições Poisson (para contagens), binomial negativa (para dados de contagem excessivamente dispersos) e gamma (para dados estritamente positivos). As diferenças gerais entre habitats foram analisadas usando o teste de razão de verossimilhança qui-quadrado com a função *Anova* do pacote "car" (Fox e Weisberg, 2019). Para detetar as diferenças entre os habitats foi realizado um teste de Tukey para análise *post hoc* utilizando a função *glht* do pacote "multcomp" (Hothorn

et al., 2008). Os modelos foram validados utilizando a função *simulateResiduals* do pacote "DHARMa" (Hartig, 2022).

- Resposta dos grupos funcionais de artrópodes às plantas.

Foi analisada a resposta dos grupos funcionais de artrópodes (abundância de predadores, fitófagos, omnívoros, polinizadores e parasitoides) à diversidade funcional e taxonômica dos índices de plantas previamente calculados. Os índices foram primeiramente estandardizados e depois selecionados para evitar a multicolinearidade entre as variáveis. Em todos os casos a correlação de Pearson entre variáveis foi inferior a 0,7 (calculada utilizando a função *cor* de R). O fator de inflação da variância (VIF) foi inferior a 3, minimizando potenciais erros de ajuste dos modelos (Dormann et al., 2013).

Posteriormente, foi ajustado um Modelo Linear Generalizado Misto para cada variável resposta (i.e., abundância de predadores, fitófagos, omnívoros, polinizadores, parasitoides e detritívoros). As variáveis explicativas selecionadas para os modelos completos foram a dispersão, equitatividade, riqueza, divergência, originalidade e vulnerabilidade funcionais, riqueza taxonômica, habitat (vegetação e solo) e mês (maio e junho). A área de estudo foi o fator aleatório. A distribuição binomial negativa (para dados excessivamente dispersos) – linear (*nbinom1*) ou com parametrização quadrática (*nbinom2*) – foi utilizada. Para o ajuste de modelos foi usada a função *glmmTMB* do pacote “*glmmTMB*” (Mollie et al., 2017).

A seleção *backward* dos modelos foi realizada até todas as variáveis explicativas serem significativas. De todos os modelos obtidos foi selecionado o mais explicativo (i.e., mantendo um maior número de variáveis explicativas) dentro de  $< 2 \Delta AIC$  (*Akaike Information Criterion*) (Burnham e Anderson, 2004). Os modelos foram validados usando o método da seção anterior.

## Resultados

### *Comunidade de plantas*

Foram identificadas um total de 153 espécies de plantas pertencentes a 37 famílias (110 espécies, 34 famílias em maio, e 113 espécies, 32 famílias em junho) (Figura 15, Tabela 1 em Material Suplementar).

Algumas das espécies/famílias com os valores maiores de cobertura foram:

- No lameiro *Bromus* spp., *Holcus lanatus* L. *Lolium rigidum* subsp. *rigidum* Gaudin (Poaceae), *Trifolium* spp. (Fabaceae), *Plantago lanceolata* L. (Plantaginaceae), *Rhinanthus minor* L. (Orobanchaceae), *Anthemis arvenses* L. (Asteraceae), *Ranunculus bulbosus* L. (Ranunculaceae).
- No souto *Anthoxanthum amarum* Brot., *Vulpia* spp., *L. rigidum*, *Bromus* spp., *Cynosurus cristatus* L., *Aegilops triuncialis* L., (Poaceae), *Trifolium* spp., *Vicia* spp., *Ornithopus* spp. (Fabaceae), *Anthemis arvenses* L. *Hedypnois cretica* (L.) Dum.-Courset, *Bellis perennis* L. (Asteraceae), *Sherardia arvenses* L. (Rubiaceae), *Bunias erucago* L. (Brassicaceae).
- No mato *Erica australis* L. (Ericaceae), *Cistus* spp. (Cistaceae), *Pterospartum tridentatum* (L.) Willk., *Cytisus* spp. (Fabaceae), *Bromus* spp. (Poaceae), *Quercus* spp. (Fagaceae).
- No azinhal *Quercus rotundifolia* Lam. (Fagaceae), *Cistus* spp., *Helianthemum aegyptiacum* (L.) Mill. (Cistaceae), *Avena barbata* Link, *Anthoxanthum aristatum* subsp. *aristatum* Boiss., (Poaceae), *Genista* spp., *Cytisus* spp. (Fabaceae), *Rosa* sp. (Rosaceae), *Fraxinus angustifolia* Vahl (Oleaceae).

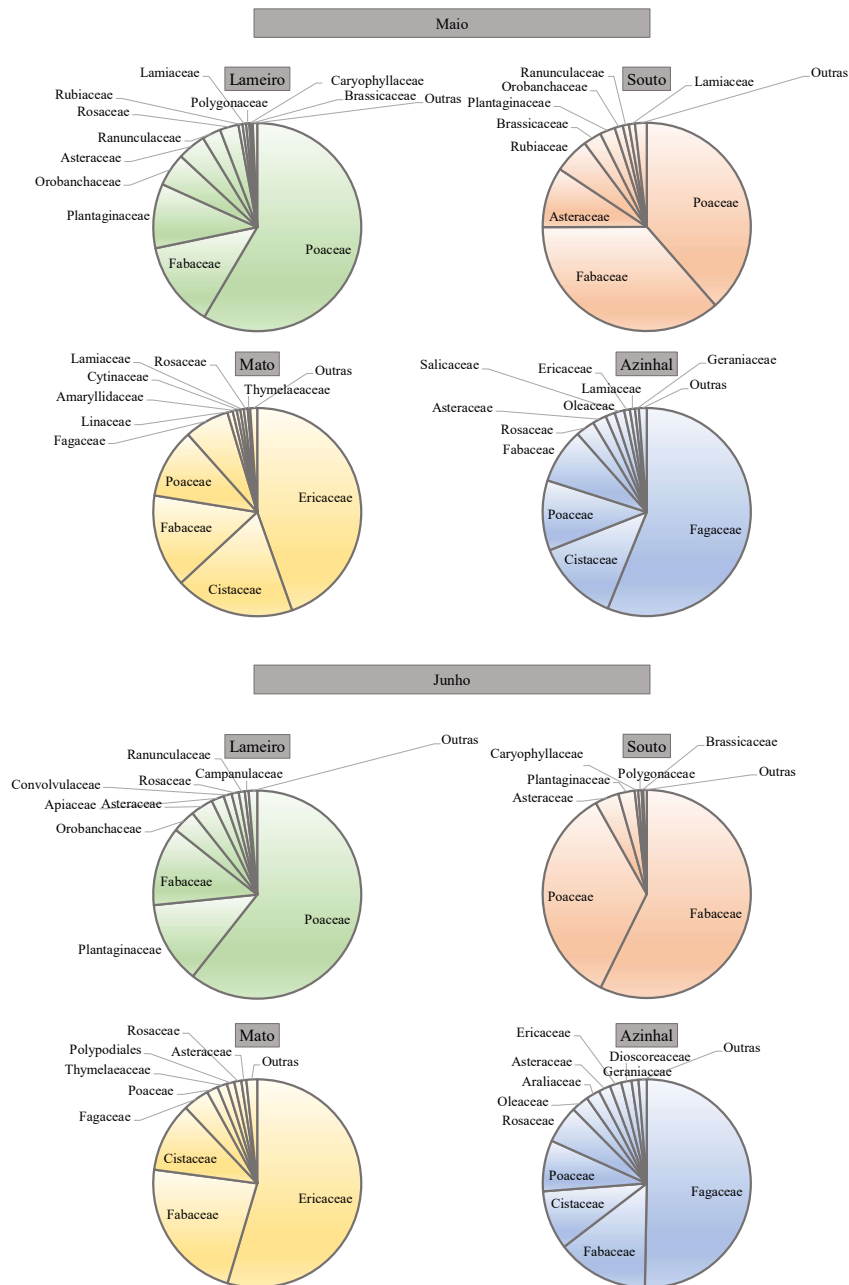


Figura 15- Percentagem de cobertura das famílias mais abundantes de plantas em lameiros, souts, matos e azinhais em maio e junho de 2022.

### *Diversidade funcional no espaço multidimensional*

A construção do espaço funcional multidimensional (PCoA) indicou que em maio, a morfologia da flor, a cor e o teor de N da folha contribuíram significativamente para as quatro componentes principais (PC) do espaço funcional. O teor de fósforo da folha

contribuiu para as PCs 1, 2 e 3. A altura da planta e a consistência da folha para as PCs 3 e 4, e a área de inflorescência para as PCs 1, 3 e 4 (Figura 1 e Tabela 2 em Material Suplementar). Em junho, a morfologia da flor, e o teor de N das folhas contribuíram significativamente para todos PCs do espaço funcional. A cor da flor, a área da inflorescência e a altura da planta contribuíram para os PCs 1, 2 e 4. O teor de P da folha, a sua consistência e a fenologia contribuíram para os PCs 2 e 3, PCs 3 e 4, e PC 1, respetivamente (Figura 1 e Tabela 2 em Material Suplementar).

*Resposta dos índices de diversidade taxonómica de plantas ao habitat e ao mês*

Em relação à resposta dos índices de diversidade taxonómica das plantas ao habitat e ao mês, em maio a riqueza taxonómica de plantas foi maior em soutos que em matos, enquanto em junho não se encontraram diferenças significativas entre habitats. O índice de diversidade de Shannon (SDI) taxonómico não foi significativamente diferente entre habitats nem para maio nem para junho (Figura 16, Tabela 3 em Material Suplementar).

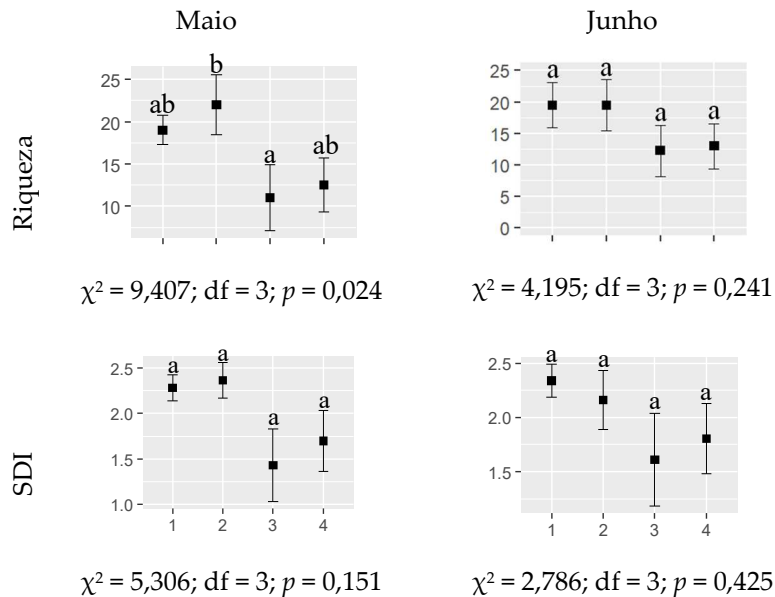


Figura 16 - Diversidade taxonómica de plantas (Riqueza e índice de diversidade de Shannon - SDI) (média ± SE) em diferentes habitats (1: lameiro, 2: souto, 3: mato, 4: azinhal) em maio e junho de 2022. Letras diferentes indicam diferenças significativas.

### *Resposta dos índices de diversidade funcional de plantas ao habitat e ao mês*

Em relação à resposta dos índices de diversidade funcional de plantas ao habitat e ao mês os resultados indicaram uma tendência de valores maiores para alguns índices nos habitats seminaturais: a dispersão funcional (em junho) e a especialização funcional (em ambos os meses) foram maiores em matos e azinhais que em lameiros e soutos. Ainda, a vulnerabilidade funcional foi maior em matos e azinhais que em soutos (em maio) e a equitatividade funcional foi maior em azinhais que em soutos em ambos os meses. Por outro lado, lameiros e soutos, mostraram valores superiores de redundância funcional (superiores em lameiros e soutos que em matos e azinhais em maio, e superiores em soutos que em matos e azinhais em junho). A originalidade funcional foi superior em matos que em azinhais em maio, e a riqueza e divergência funcionais, e o número de entidades funcionais não mostraram diferenças significativas entre habitat e meses (Figura 17, Tabela 3 em Material Suplementar).

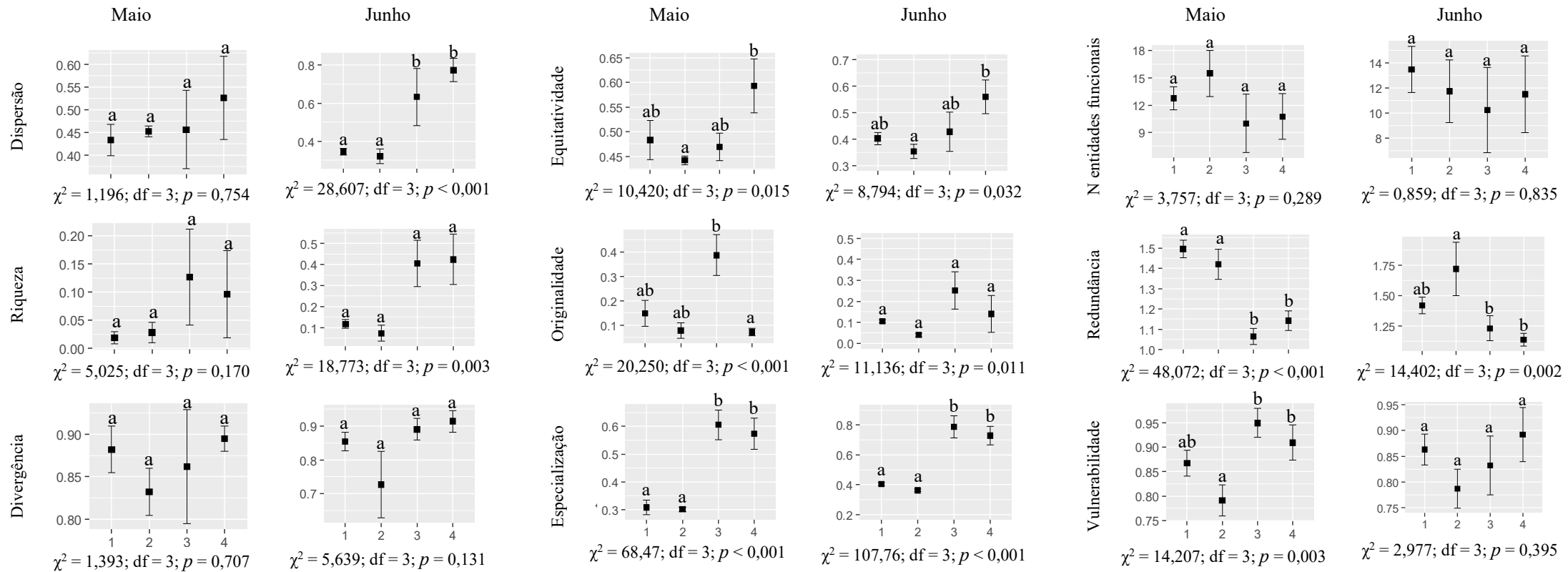


Figura 17 - Índices de diversidade funcional de plantas (dispersão, riqueza, divergência, equitabilidade, originalidade, especialização, número de entidades funcionais, redundância e vulnerabilidade) (média  $\pm$  erro padrão) em diferentes habitats (1: lameiro, 2: soto, 3: mato, 4: azinhal) em maio e junho de 2022. Letras diferentes indicam diferenças significativas.

*Resposta dos grupos funcionais dos artrópodes (abundância) à diversidade funcional e taxonômica de plantas*

Predadores, omnívoros, polinizadores e parasitoides foram mais abundantes no solo que na vegetação enquanto os fitófagos foram mais abundantes na vegetação. Predadores e detritívoros foram mais abundantes em junho. O aumento da riqueza taxonômica de plantas foi associado com o aumento de predadores, fitófagos, omnívoros e detritívoros, enquanto o aumento da riqueza funcional de plantas foi associado com a diminuição de predadores, fitófagos e detritívoros. Artrópodes fitófagos e predadores (e tendencialmente polinizadores) aumentaram com a dispersão, vulnerabilidade (no caso dos predadores) e originalidade (no caso dos fitófagos) funcionais das plantas. Fitófagos e polinizadores (e tendencialmente parasitoides) reduziram com a equitatividade (Tabela 2). Todos os modelos foram validados pelo teste de validação (exceto o modelo de polinizadores que mostrou algum desajuste).

Tabela 2 - Resultados dos GLMM para a resposta de predadores, fitófagos, polinizadores, omnívoros, parasitoides e detritívoros à diversidade funcional e taxonômica de plantas, o habitat amostrado (solo e vegetação) e o mês (maio e junho).

	Predadores					Fitófagos			
	$\beta$	SE	Z	p		$\beta$	SE	Z	p
(Ordenada na origem)	3,102	0,121	25,602	<0,001	(Ordenada na origem)	1,100	0,178	6,194	<0,001
Dispersão funcional	0,214	0,100	2,142	0,032	Dispersão funcional	0,507	0,149	3,409	0,001
Riqueza funcional	-0,536	0,116	-4,625	<0,001	Equitatividade funcional	-0,235	0,102	-2,306	0,021
Vulnerabilidade funcional	0,197	0,062	3,156	0,002	Riqueza funcional	-0,987	0,185	-5,334	<0,001
Riqueza taxonômica	0,230	0,070	3,308	0,001	Originalidade funcional	0,227	0,106	2,141	0,032
Junho (vs. Maio)	-0,382	0,139	-2,744	0,006	Vulnerabilidade funcional	0,130	0,103	1,266	0,205
Vegetação (vs. Solo)	-1,248	0,102	-12,200	<0,001	Riqueza taxonômica	0,416	0,109	3,802	<0,001
					Junho (vs. Maio)	0,379	0,228	1,662	0,097
					Vegetação (vs. Solo)	1,214	0,155	7,824	<0,001
	Polinizadores					Omnívoros			
	$\beta$	SE	Z	p		$\beta$	SE	Z	p
(Ordenada na origem)	-0,377	0,215	-1,752	0,080	(Ordenada na origem)	2,892	0,216	13,359	<0,001
Dispersão funcional	0,196	0,116	1,696	0,090	Equitatividade funcional	0,162	0,104	1,550	0,121
Equitatividade funcional	-0,369	0,120	-3,066	0,002	Riqueza funcional	-0,052	0,095	-0,552	0,581
Junho (vs. Maio)	1,872	0,234	8,016	<0,001	Divergencia funcional	0,095	0,106	0,896	0,370
Vegetação (vs. Solo)	-0,687	0,209	-3,295	0,001	Originalidade funcional	0,176	0,107	1,639	0,101
					Riqueza funcional	0,285	0,123	2,324	0,020
					Vegetação (vs. Solo)	-3,085	0,185	-16,704	<0,001

Parasitoides					Detritívoros				
	$\beta$	SE	Z	<i>p</i>		$\beta$	SE	Z	<i>p</i>
(Ordenada na origem)	-0,007	0,238	-0,031	0,975	(Ordenada na origem))	0,009	0,326	0,028	0,977
Dispersão funcional	0,177	0,172	1,029	0,304	Riqueza funcional	-1,438	0,432	-3,328	0,001
Equitatividade funcional	-0,187	0,112	-1,680	0,093	Vulnerabilidade funcional	0,650	0,255	2,547	0,011
Riqueza funcional	-0,112	0,203	-0,554	0,580	Riqueza funcional	0,486	0,190	2,550	0,011
Originalidade funcional	0,115	0,092	1,251	0,211	Junho (vs. Maio)	-2,305	0,516	-4,470	<0,001
Riqueza taxonómica	0,071	0,100	0,712	0,477					
Junho (vs. Maio)	1,530	0,297	5,153	<0,001					
Vegetação (vs. Solo)	-0,619	0,175	-3,534	<0,001					

## Discussão

### *Comunidade de plantas*

Neste estudo, os habitats sujeitos a uma maior intervenção humana (soutos) mostraram uma maior riqueza taxonómica de espécies que os habitats seminaturais (matos). Não obstante, habitats seminaturais (matos e azinhais) mostraram uma diversidade funcional mais elevada para a maior parte dos índices – dispersão, equitatividade, originalidade e especialização funcional – que os habitats mais humanizados (lameiros e soutos). Ainda em habitats seminaturais a redundância funcional de plantas foi menor e a vulnerabilidade maior que em lameiros e soutos (i.e., a variação da diversidade funcional foi menor), indicando que perdas em espécies de plantas reduzirão a diversidade funcional de plantas de maneira superior em habitat seminaturais que em lameiros e soutos (Cadotte et al., 2011). Estes resultados sugerem a importância dos habitats mais intervencionados (lameiros e soutos) para a diversidade taxonómica de plantas, e dos habitats seminaturais (matos e azinhais) para a diversidade funcional de plantas na primavera.

Neste estudo, a PCoA mostrou as relações entre as características das plantas da comunidade vegetal. Os resultados indicaram que a forma da flor (como indicador da acessibilidade da flor aos artrópodes), a cor da flor e a composição de azoto da folha foram características relevantes para definir a diversidade funcional das plantas no PNM (ou seja, contribuíram significativamente para a variabilidade das características dentro da comunidade vegetal). Outras características importantes foram a composição de

fósforo da folha, a altura da planta, a consistência da folha, e a área de inflorescência. Estes resultados indicam as características mencionadas como candidatas adequadas para investigar as interações planta-artrópodes em investigações futuras no PNM (uma característica vegetal deverá ser importante para os artrópodes e apresentar valores variáveis na comunidade vegetal para apresentar significado para a comunidade de artrópodes). A composição de azoto e fósforo da folha foi extraída da literatura, pelo que este resultado deve ser considerado como exploratório e para conclusões mais precisas deverão ser realizados mais estudos. De forma semelhante, outros estudos sugerem que a relação dos artrópodes com algumas destas características (acessibilidade, cor da flor) devem ser estudadas com mais detalhe (Schaffers, 2008). No caso da acessibilidade da flor numerosos trabalhos indicam que esta têm um papel determinante para a utilização dos recursos das flores pelos artrópodes (Fornoff et al., 2017).

### *Relações planta-artrópode*

Geralmente, a abundância de grupos funcionais artrópodes (predadores, fitófagos, omnívoros e detritívoros) aumentou com a riqueza taxonómica vegetal (mais elevada nos soutos). Isto está de acordo com vários estudos que encontraram efeitos positivos da riqueza taxonómica vegetal, diversidade e complexidade nas comunidades artrópodes (Borer et al., 2012; Ebeling et al., 2018) ou grupos funcionais tais como predadores (Isbell et al., 2017; Barnes et al., 2020) ou fitófagos (Gardarin et al., 2018; Haddad et al., 2009; Isbell et al., 2017; Storkey et al., 2012; Frenette-Dussault et al., 2013). Na região de estudo, apesar da intervenção humana, a gestão dos lameiros e os soutos é caracterizada geralmente pela sua baixa intensidade ou de caráter tradicional. De acordo com a Teoria da Perturbação Intermédia, os azinhais e os matos poderiam apresentar uma comunidade de artrópodes mais avançada na sucessão ecológica (portanto menos diversificada), enquanto os lameiros e os soutos, com uma perturbação humana intermédia, apresentariam comunidades de artrópodes mais diversificadas (Willig e Presley, 2018). Várias culturas, tais como lameiros, culturas permanentes de sequeiro (por exemplo, soutos), ou a manutenção de coberturas vegetais são subsidiadas pelo governo português (Portaria nº 50/2015). O apoio financeiro é baseado nas implicações ambientais positivas destas culturas e práticas, que visam principalmente a conservação do solo. Embora não

abordadas neste estudo, estas medidas de conservação podem também estar a afetar positivamente a função dos artrópodes.

Em relação aos efeitos da diversidade funcional das plantas sobre os artrópodes, a dispersão funcional das plantas (predadores, fitófagos e tendencialmente polinizadores), vulnerabilidade (predadores) e a originalidade funcional (fitófagos) (geralmente mais elevada em habitats seminaturais) influenciaram positivamente a abundância dos grupos funcionais dos artrópodes, enquanto a riqueza funcional das plantas (no caso de predadores, fitófagos e detritívoros) e a equitatividade (fitófagos, polinizadores e tendencialmente parasitoides) a diminuíram. Estes resultados sugerem que quanto mais diferentes e singulares forem as características das plantas, maior será a abundância de grupos funcionais de artrópodes, e, portanto, características individuais (e não toda a diversidade funcional) poderá ter maior importância para a diversidade funcional dos artrópodes. Neste sentido, Gagic et al. (2015) sugeriram que a presença de artrópodes especialistas pode ser explicada por um efeito maior das características individuais das plantas do que o efeito de índices multi-características ou agregados.

Assim, investigações futuras deveriam abordar (i) os efeitos de características individuais ou únicas, com particular atenção às características acima mencionadas (por exemplo, a forma da flor, a cor ou a composição de azoto da folha), nas funções dos artrópodes e (ii) os efeitos da biodiversidade funcional considerando o grau de especialização dos artrópodes. Estudos prévios encontraram características individuais das plantas como fatores importantes para vários grupos funcionais dos artrópodes. Por exemplo, os predadores terrestres foram positivamente correlacionados com a humidade da folhagem, os predadores aéreos com a altura da vegetação e os omnívoros terrestres com a densidade das árvores, omnívoros aéreos com a biomassa da folhagem ou detritívoros com a humidade da folhagem (Albacete et al., 2020). No caso dos polinizadores, a corola deverá ser acessível ao seu aparelho bucal para permitir o consumo do néctar (Ibanez, 2012; Stang et al., 2006). No nosso estudo, os polinizadores podem ser favorecidos por características das plantas específicas em sotos - o habitat com menor equitatividade mas também com uma elevada abundância de Fabaceae, que são visitadas por especialistas entomófilos. Assim, Fornoff et al. (2017) descobriram que a diversidade de algumas características individuais, particularmente da refletância floral e da morfologia da corola, eram importantes preditores da visitação de polinizadores, enquanto a diversidade funcional não afetava a riqueza de espécies de polinizadores nem reduzia a

frequência de visitação. Além disso, numa experiência a longo prazo, Scherber et al. (2010) encontraram que as espécies fitófagas respondiam mais fortemente às mudanças na diversidade vegetal do que os carnívoros ou omnívoros (i.e., o efeito era atenuado com o aumento do nível trófico), e que o efeito da diversidade vegetal diminuía com o aumento do grau de omnivoria, salientando a necessidade de experiências mais longas.

Neste trabalho, predadores, omnívoros, parasitoides e polinizadores foram geralmente mais abundantes no solo, enquanto fitófagos foram mais abundantes na vegetação. De forma similar, Albacete et al. (2020) encontraram artrópodes fitófagos positivamente relacionados com a cobertura do sub-bosque em sotos. O facto de terem sido capturados mais polinizadores e parasitoides no solo do que na vegetação é surpreendente porque estes grupos são na sua maioria artrópodes voadores, e a sua atividade ocorre principalmente acima do solo. Este resultado pode ser devido ao método de captura, uma vez que para os artrópodes do solo as armadilhas permaneceram sete dias no campo e os artrópodes poderiam cair na armadilha atraídos pela água, enquanto na vegetação, algum artrópode voador poderia escapar da rede entomológica. Predadores e detritívoros foram mais abundantes em maio que em junho enquanto polinizadores e parasitoides foram mais abundantes em junho. Isto poderá estar relacionado com uma maior quantidade de recursos para cada grupo em cada mês.

O presente trabalho envolve várias limitações que devem ser consideradas:

- A seleção de atributos constitui um passo crítico na ecologia baseada em características (Mahdavi e Bergmeier 2016; Gardarin et al., 2018; Wong et al., 2018), e neste estudo, uma vez que se trata da primeira abordagem para estabelecer interações planta-artrópode na região, a seleção de características das plantas e a sua categorização foi realizada a um nível grosseiro que poderá ser pouco preciso. Neste estudo, os atributos selecionados ou a sua categorização poderiam não ser os adequados para analisar o comportamento da comunidade de artrópodes. Por exemplo, aqui foram utilizadas quantidades teóricas de azoto e fósforo (Navarro et al., 2021), mas a composição nas condições de crescimento na região de estudo poderá ser diferente. Além disso, o espetro visual humano foi utilizado para registar a cor da flor, mas a perceção de diferentes espécies de artrópodes poderá ocorrer a reflectâncias UV diferentes (Fornoff et al., 2017). Algumas características vegetais importantes para artrópodes, tais como a qualidade ou quantidade dos recursos, tipos de recursos (por exemplo, caules, raízes, seiva, pólen, néctar), sinais olfativos e gustativos, atrativos ou repelentes químicos, características da

estrutura das folhas (por exemplo espessura da cutícula vegetal, teor de lignina, área foliar, etc.) e outras propriedades estruturais das plantas (por exemplo, forma de crescimento, densidade e orientação dos ramos e folhas, características da superfície, etc.) ou da vegetação (por exemplo, densidade ou quantidade de matéria orgânica) não foram consideradas (Gardarin et al., 2018). Apesar de que as características escolhidas poderiam potencialmente não ser as mais apropriadas, Gagic et al. (2015) descobriram que a maioria dos índices de diversidade funcional multi-características ou agregados eram pouco afetados pela escolha dos atributos, e enquanto em alguns casos a exclusão de características piorava o poder explicativo, raramente o aumentava.

- Diferentes grupos taxonômicos de artrópodes, mesmo que pertencentes ao mesmo grupo funcional, podem mostrar respostas diferentes à diversidade funcional das plantas, ou, em alternativa, responder a características individuais das plantas. Por exemplo, os predadores Chrysopidae e Syrphidae aumentaram com a quantidade total de recursos disponíveis (Mohammadzadeh et al., 2020), mas os Carabidae também responderam à diversidade dos recursos (Navarro et al., 2021). Também, a herbivoria dos gafanhotos dependeu da consistência da planta e da força mandibular dos insetos (Pfiffner e Wyss, 2004), a forma e tamanho do corpo de Carabidae variaram com a estrutura da vegetação (Harwood et al., 2009). Ebeling et al (2018) e Albacete et al. (2020) encontraram que a riqueza das espécies vegetais foi responsável por mudanças em muitas taxa, mas não em todos. Assim, um estudo sobre a resposta de taxa de artrópodes (e não apenas grupos funcionais) às plantas poderá fornecer informações mais detalhadas.

- Este estudo só abordou os meses da primavera, mas as dinâmicas dos artrópodes provavelmente mostrarão variações estacionais. Em função das estações do ano as plantas modificam algumas das suas características, modificando em alguns casos a sua atração pelos artrópodes (Boyer et al., 2003). Os fatores ambientais estacionais filtrarão deste modo as espécies em função das suas características resultando numa estrutura funcional distintiva da comunidade (Garnier et al., 2016). Por sua vez as características funcionais poderão ter impacto nas propriedades dos ecossistemas e nos serviços prestados pelos artrópodes ao ser humano (Garnier et al., 2016).

- Os artrópodes foram capturados usando armadilhas de queda e rede entomológica, mas diferentes métodos de amostragem poderão capturar artrópodes diferentes (Stašiov et al., 2021).

- Este estudo focou-se nos efeitos de fatores locais, considerando os habitats e as plantas presentes nesses habitats, mas sabe-se que os efeitos da estrutura da paisagem circundante (isto é, o grau de simplificação ou heterogeneidade/complexidade) podem dominar a composição funcional da comunidade e mesmo atenuar os efeitos locais (Gámez-Virués et al., 2015).

## Conclusão

Em relação à diversidade funcional de plantas, neste estudo algumas características das plantas (nomeadamente a forma e cor da flor, a composição das folhas, a altura da planta, a consistência da folha ou a área da inflorescência) foram relevantes para definir a comunidade de plantas desde uma abordagem de ecologia baseada em características. Esta informação poderá ser importante para desenhar futuros experimentos com características individuais das plantas. A menor redundância e maior vulnerabilidade de habitats seminaturais indicam que estes habitats precisam de atenção especial para conservar a sua diversidade funcional de plantas. A relação positiva entre a diversidade taxonómica de plantas e a maioria dos grupos funcionais de artrópodes sugerem a importância das áreas com mais intervenção humana para as funções dos artrópodes durante a primavera. Em relação ao efeito da diversidade funcional de plantas, os resultados (através dos efeitos positivos da dispersão funcional) sugerem que características das plantas mais diferentes e singulares poderão resultar em maiores abundâncias dos grupos funcionais de artrópodes. Datas de amostragem adicionais noutras estações (verão, outono ou inverno) são necessárias para perceber a dinâmica completa ao longo do ano.

## Bibliografia

- Aguiar, C. (2020). Estrutura e biologia das plantas. (ed). Afonso Reis Cabral. Imprensa Nacional Casa da Moeda. Lisboa. p. 343.
- Albacete, S., Mac Nally, R., Carles-Tolrà, M., Domènech, M., Vives, E., Espadaler, X., Pujadé-Villar, J., Serra, A., Maceda-Veiga. (2020). A stream distance and vegetation structure are among the major factors affecting various groups of arthropods in non-riparian chestnut forests. *Ecology and Management*. 2: 460. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117860>.
- Badre, B., Nobelis, P., Trémolières, M. (1998). Quantitative study and modelling of the litter decomposition in a European alluvial forest. Is there an influence of overstorey tree species on the decomposition of ivy litter (*Hedera helix* L.). *Acta Oecologica*. 19: 491-500. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(99\)80003-4](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(99)80003-4).
- Barnes, A.D., Scherber, C., Brose, U., Borer, E.T., Ebeling, A., Gauzens, B., Giling, D.P., Hines, J., Isbell, F., Ristok, C., Tilman, D., Weisser, W.W., Eisenhauer, N. (2020). Biodiversity enhances the multitrophic control of arthropod herbivory. *Science Advance*. (45): eabb6603. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abb6603>.
- Barros, P., Moreira, P., Ferreira, S. (2010). Contribution to the knowledge of the Odonata fauna of Northern Portugal. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.)*. 46: 533-539.
- Borer, E.T., Seabloom, E.W., Tilman, D. (2012). Plant diversity controls arthropod biomass and temporal stability. *Ecology Letters*. 15: 1457-1464. <https://doi.org/10.1111/ele.12006>.
- Boyer, A.G., Swearingen, R.E., Blaha, M.A., Fortson, C.T., Gremillion, S.K., Osborn, K.A., Moran, M.D. (2003). Seasonal variation in top-down and bottom-up processes in a grassland arthropod community. *Oecologia*. 136(2): 309-16. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1272-x>.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods and Research*. 33: 261-304. <https://doi.org/10.1177/0049124104268644>
- Cadotte, M.W., Carscadden, K., Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*. 48, 1079-1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>

- Carboni, M., Acosta, A.T.R., Ricotta, C. (2013). Are differences in functional diversity among plant communities on Mediterranean coastal dunes driven by their phylogenetic history? *Journal of Vegetation Science*. 24: 932-941. <https://doi.org/10.1111/jvs.12095>.
- Castroviejo, S. (coord. gen.). (1986-2012). *Flora Iberica* 1-8, 10-15, 17-18, 21. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Chowdhury, S., Jennions, M.D., Zalucki, M.P., Maron, M., Watson, J.E.M., Richard A. Fuller, R.A. (2022). Protected areas and the future of insect conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. 38(1): 85-95. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.09.004>.
- Dormann, C.F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G. et al. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36: 27-46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>.
- Ebeling, A., Hines, J., Hertzog, L.R., Lange, M., Meyer, S.T., Simons, N.K., Weisser, W.W. (2018). Plant diversity effects on arthropods and arthropod-dependent ecosystem functions in a biodiversity experiment. *Basic and Applied Ecology*. 26: 50-63. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.014>.
- Forest, I., Gonzalez, A., Loreau, M., Cowles, J., Diaz, S., Hector, A., Wardle, D., O'Connor, M., Duffy, J., Turnbull, L., Thompson, P., Larigauderie, A. (2017). Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. *Nature*. 546: 65-72. <https://doi.org/10.1038/nature22899>
- Fornoff, F., Klein, A.M., Hartig, F., Benadi, G., Venjakob, C., Schaefer, H.M., Ebeling, A. (2017). Functional flower traits and their diversity drive pollinator visitation. *Oikos*. 126: 1020-1030. <https://doi.org/10.1111/oik.03869>.
- Fox, J., Weisberg, S. (2019). *An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition*. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/> [consultado 2/11/2022].
- Frenette-Dussault, C., Shipley, B., Hingrat, Y. (2013). Linking plant and insect traits to understand multitrophic community structure in arid steppes. *Functional Ecology*. 27: 786-792. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12075>.
- Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., Slade, E.M., Steffan-Dewenter, I., Emmerson, M., Potts, S.G., et al. (2015). Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings B of the Royal Society*. 282: 20142620. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2620>.
- Gámez-Virués, S., Perovic, D.J., Gossner, M.M., Börschig, C., Blüthgen, N., De Jong, H., Simons, N.K., Klein, A.M., Krauss, J., Maier, G., et al. (2015). Landscape simplification

- filters species traits and drives biotic homogenization. *Nature Communications*. 6: 8568. <https://doi.org/10.1038/ncomms9568>
- Gardarin, A., Plantegenest, M., Bischoff, A., Valantin-Morison, M. (2018). Understanding plant–arthropod interactions in multitrophic communities to improve conservation biological control: useful traits and metrics. *Journal of Pest Science*. 91: 943-955. <https://doi.org/10.1007/s10340-018-0958-0>
- Garnier, E., Marie-Laure, N., Grigulis, K. (2016). Plant functional diversity organism traits, community structure, and ecosystem properties. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198757368.001.0001>.
- Haddad, N.M., Crutsinger, G.M., Gross, K., Haarstad, J., Knops, J.M.H., Tilman, D. (2009). Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure. *Ecology Letters*. 12: 1029-1039. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01356.x>
- Harguindeguy, N.P., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M. S., Cornwell, W.K., Craine, J.M., Gurrich, D.E., Urcelay, C., Veneklaas, E.J., Reich, P.B., Poorter, L., Wright, I.J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J.G., de Vos, A.C., Buchmann, N., Funes G., Quétier, F., Hodgson, J. G., Thompson, K., Morgan, H.D., ter Steege, H., van der Heijden M.G.A., Sack, L., Blonder, B., Poschlod, P., Vaieretti, M.V., Conti, G., Staver, A.C., Aquino, S., Cornelissen, J.H.C. (2016). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*. 64: 715-716. [http://dx.doi.org/10.1071/BT12225\\_CO](http://dx.doi.org/10.1071/BT12225_CO).
- Hartig, F. (2022). `_DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models_`. R package version 0.4.6, <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>>.
- Harwood, J.D., Phillips, S.W., Lello, J., Sunderland, K.D., Glen, D.M., Bruford, M.W., Harper, G.L., Symondson, W.O. (2009). Invertebrate biodiversity affects predator fitness and hence potential to control pests in crops. *Biological Control*. 51: 499-506. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.09.007>.
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P. (2008). Simultaneous inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*. 50: 346-363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>.
- Ibanez, S. (2012). Optimizing size thresholds in a plant–pollinator interaction web: Towards a mechanistic understanding of ecological networks. *Oecologia*. 170: 233-242. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2290-3>.
- Isbell, F., Gonzalez, A., Loreau, M., Cowles, F.I.J., Díaz, S., Hector, A., Mace, G.M., Wardle, D.A., O'Connor, M.I., Duffy, J.E., et al. (2017). Linking the influence and dependence

- of people on biodiversity across scales. *Nature* .546: 65-72. <https://doi.org/10.1038/nature22899>.
- Knops, J.M.H., Tilman, D., Haddad, N.M., Naeem, S., Mitchell, C.E., Haarstad, J., Ritchie, M.E., Howe, K.M., Reich, P.B., Siemann, E., Growth, J. (1999). Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecology letters*. 2: 286-293. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.1999.00083.x>
- Küchler, A.W., Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. 1976. Aims and methods of vegetation ecology. *Geographical Review*. 66: 114.
- Maes, D., Verovnik, R., Wiemers, M., Brosens, D., Beshkov, S., Bonelli, S., Buszko, J., Cantú-Salazar, L., Cassar, L.-F., Collins, S., Dincă, V., Djuric, M., Dušej, G., Elven, H., Franeta, F., Garcia-Pereira, P., Geryak, Y., Goffart, P., Gór, Á., Hiermann, U. (2019). Integrating national Red Lists for prioritising conservation actions for European butterflies. *Journal of Insect Conservation*. 23(2): 301. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00127-z>.
- Magneville, C., Loiseau, N., Albouy, C., Casajus, N., Claverie, T., Escalas, A., Leprieur, F., Maire, E., Mouillot, D., Villeger, S. (2022). mFD: A computation of functional spaces and functional indices. *Ecography*. <https://doi.org/10.1111/ecog.05904>.
- Mahdavi, P., Bergmeier, E. (2016). Plant functional traits and diversity in sand dune ecosystems across different biogeographic regions. *Acta Oecologica*. 74: 37-45. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2016.06.003>.
- Margaris, N.S., Adamandiadou, S., Siafaca, L., Diamantopoulos, J. (1984). Nitrogen and phosphorus content in plant species of Mediterranean ecosystems in Greece. *Vegetatio*. 55: 29-35. <https://doi.org/10.1007/BF00039978>.
- Miranda-Arabolaza, M.J., Barranco, P. (2005). Os ortópteros da bacia do rio Sabor (Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal (Insecta, Orthoptera). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 37: 173-200.
- Mohammadzadeh, S., Pirzad, A. (2020). Biochemical responses of mycorrhizal-inoculated Lamiaceae (Lavender, Rosemary and Thyme) plants to drought: a field study, *Soil Science and Plant Nutrition*. 67: 41-49. <https://doi.org/10.1080/00380768.2020.1851144>
- Mollie, E.B., Kristensen, K., Koen, J., Magnusson, A., Casper, W.B., Nielsen, A., Hans, J.S., Mächler, M., Benjamin, M.B. (2017). glmmTMB Balances speed and flexibility among packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *R J*. 9: 378-400.
- Moretti, M., de Bello, F., Ibanez, S., Fontana, S., Pezzatti, G.B., Dziocck, F., Rixen, C., Lavorel, S. (2013). Linking traits between plants and invertebrate herbivores to track functional

- effects of land-use changes. *Journal of Vegetation Science*. 24: 949-962. <https://doi.org/10.1111/jvs.12022>
- Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villénger, S., Norman, W.H. Mason, N.W.H., Bellwood, D.R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances *Trends in Ecology & Evolution*. 28: 167-177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>.
- Navarro, T., Hidalgo-Triana, N. (2021). Variations in leaf traits modulate plant vegetative and reproductive phenological sequencing across arid Mediterranean shrublands. *Frontiers in Plant Science*. 12: 708367. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.708367>.
- Noriega, J.A., Hortal, J., Azcárate, F.M., Berg, M.P., Bonada, N., Briones, M.J.I, Del Toro, I., Goulson, D., Ibanez, S., Landis, D.A., Moretti, M, Potts, S.G., Slade, E.M., Stout, J.C., Ulyshen, M.D., Wackers, F.L., Woodcocks, B.A., Santos, A.M.C. (2018). Research trends in ecosystem services provided by insects. *Basic and Applied Ecology*. 26: 8-23. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.006>.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C., Weedon, J. 2022. *\_vegan: Community Ecology Package\_*. R package version 2.6-2, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. [consultado 2/11/2022].
- Peterson, J.A., Ode, P.J., Oliveira-Hofman, C., Harwood, J.D. (2016). Integration of plant defense traits with biological control of arthropod pests: challenges and opportunities. *Frontiers in Plant Science*. 7: 1794. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01794>.
- Pfiffner, L., Wyss, E. (2004). Use of sown wildflower strips to enhance natural enemies of agricultural pests. In *Ecological Engineering for Pest Management: Advances in Habitat Manipulation for Arthropods*. CABI Publishing: Wallingford, UK. pp. 165-186.
- Roscher, C., Schumacher, J., Baade, J., Wilcke, W., Gleixner, G., Weisser, W.W., Schmid, B., Ernst-Detlef Schulze, E.-D. (2004). The role of biodiversity for element cycling and trophic interactions: an experimental approach in a grassland community. *Basic and Applied Ecology*. 5: 107-121. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00216>.
- Santos, A.L., Santos, S.A.P., Almeida, J., Bento, A. (2018). Parasitoides autóctones associados a *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu: principais espécies e taxas de parasitismo. *Revista de Ciências Agrárias*. 41: 141-144. <https://doi.org/10.19084/rca.17082>

- Schaffers, A.P., Raemakers, I.P., Sýkora, K.V. and ter Braak, C.J.F. (2008). Arthropod assemblages are best predicted by plant species composition. *Ecology*. 89: 782-794. <https://doi.org/10.1890/07-0361.1>.
- Scherber, C., Eisenhauer, N., Weisser, W.W., Schmid, B., Voigt, W., Fischer, M., Schulze, E.-D., Roscher, C., Weigelt, A., Allan, E. et al. (2010). Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature*. 468: 553-556. <https://doi.org/10.1038/nature09492>.
- Stang, M., Klinkhamer, P.G.L., van der Meijden, E. (2006). Size constraints and flower abundance determine the number of interactions in a plant-flower visitor web. *Oikos*. 112: 111-121. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14199.x>.
- Stašiov, S., Čiliak, M., Wiezik, M., Svitok, M., Wieziková, A., Diviaková, A. (2021). Pitfall trap design affects the capture efficiency of harvestmen (Opiliones) and millipedes (Diplopoda). *Ecology and Evolution*. 11: 9864-9875. <https://doi.org/10.1002/ece3.7820>.
- Stork, N.E. (2018). How many species of insects and other terrestrial arthropods are there on Earth? *The Annual Review of Entomology*. 63: 31-45. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-020117-043348>.
- Storkey, J., Brooks, D., Haughton, A., Hawes, C., Smith, B.M., Holland, J.M. (2012). Using functional traits to quantify the value of plant communities to invertebrate ecosystem service providers in arable landscapes. *Journal of Ecology*. 101: 38-46. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12020>.
- Tian, D., Yan, Z., Ma, S., Ding, Y., Luo, Y., Chen, Y., Du, E., Han, W., Kovacs, D.E., Shen, H., Hu, H., Kattge, J., Schmid, B., Fang, J. (2019). Family-level leaf nitrogen and phosphorus stoichiometry of global terrestrial plants. *Science China Life Science*. 8: 1047-1057. <https://doi.org/10.1007/s11427-019-9584-1>.
- Venables, W. N., Ripley, B. D. (2002). *Modern applied statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional. *Oikos*. 116: 882-892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>.
- Willig, M.R., Presley, S.J. (2018). Biodiversity and Disturbance. In: DellaSala, D.A., Goldstein, M.I. (eds.) *The Encyclopedia of the Anthropocene*. Elsevier. Oxford. 3: 45-51. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809665-9.09813-X>.
- Wäckers, F.L. (2005) Suitability of (extra-) floral nectar, pollen, and honeydew as insect food sources. In: Wäckers, F.L., van Rijn, P.C.J., Bruin, J. (eds) *Plant-provided food for*

carnivorous insects: a protective mutualism and its applications. Cambridge University Press, Cambridge, pp 17-74.

Wong, M.K.L., Guenard, B., Lewis, O.T. (2018). Trait-based ecology of terrestrial arthropods. *Biological Review*. 94: 999-1022. <https://doi.org/10.1111/brv.12488>.

Wood, S.A., Karp, D.S., DeClerck, F., Kremen, C., Naeem, S., Palm, C.A. (2015). Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*. 9: 531-539. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.013>.

## Material suplementar

Tabela 1 - Percentagem de cobertura do solo por espécies vegetais por habitat e mês.

Família	Espécies	Maio				Junho			
		Lameiro	Souto	Mato	Azinhal	Lameiro	Souto	Mato	Azinhal
Amaryllidaceae	<i>Allium sphaerocephalon</i> L.	0	0	1,11	0	0,32	0	0	0,38
Apiaceae	<i>Achillea millefolium</i> L.	0	0	0	0	2,56	0	0	0
	<i>Carum verticillatum</i> (L.) W.D.J.Koch	0,35	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Galium lucidum</i> subsp. <i>lucidum</i> All.	0	0	0	0	0	0	0	0,38
	<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link	0	0	0	1,36	0	0	0	0
Araliaceae	<i>Hedera helix</i> sl	0	0	0,42	0	0	0	0,98	7,51
Asparagaceae	<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill.	0	0,24	0	0	0	0	0	0
Asteraceae	<i>Andryala integrifolia</i> L.	0	0	0	0	0	0,33	1,47	0,38
	<i>Anthemis arvensis</i> L.	2,07	2,83	0,42	0	0,64	1,25	0	0
	<i>Bellis perennis</i> L.	0,35	1,00	0	0	0	0,50	0	0
	<i>Chondrilla juncea</i> L.	0	0	0	0	0	0,50	0	0
	<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.	0	0	0	0	0	0,33	0	0
	<i>Crepis vesicaria</i> L.	0	0,24	0	1,36	0	0	0	0
	<i>Filago vulgaris</i> Lam.	0	0	0	0	0	0,55	0	0
	<i>Galactites tomentosus</i> Moench	0	0	0	2,72	0	0	0	2,25
	<i>Hedypnois cretica</i> (L.) Dum.-Courset	0	1,20	0	0	0	0	0	0
	<i>Hypochaeris radicata</i> L.	1,24	0	0	0,27	0,93	0,33	0	0,38
	<i>Leontodon taraxacoides</i> (Vill.) Mérat	0	0,24	0	0	0	0	0	0
	<i>Logfia gallica</i> (L.) Coss. & Germ.	0	0	0	0,27	0	0	0	0
	<i>Senecio vulgaris</i> L.	0	0	0	0	0	0,33	0	0
	<i>Tolpis barbata</i> (L.) Gaertn	0	0	0	0	0	0	0,98	0
	Boraginaceae	<i>Echium plantagineum</i> L.	0	0	0	0	0,32	0	0
<i>Myosotis discolor</i> Pers.		0,35	0,24	0	0	0	0	0	0
Brassicaceae	<i>Bunias erucago</i> L.	0	3,82	0	0	0	0,66	0	0
	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	0	0,24	0	0	0	0	0	0
	<i>Lepidium heterophyllum</i> Benth.	0	0,52	0	0	0	0,32	0	0
	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	0	0	0	0	0	0,64	0	0
Campanulaceae	<i>Campanula rapunculus</i> L.	0	0	0	0	0	0	0,73	0
	<i>Jasione montana</i> L.	0	0	0	0,27	0	0	0,49	0,38
	<i>Linum bienne</i> Mill.	0	0	0	0	0	0,56	0	0
Caryophyllaceae	<i>Arenaria montana</i> subsp. <i>montana</i> L.	0	0	0	0,27	0	0	0	0,38
	<i>Cerastium brachypetalum</i> Desp. ex Pers.	0,24	0,35	0	0	0,33	0,32	0	0
	<i>Petrorhagia nanteuillii</i> (Burnat) P.W.Ball & Heywood	0	0	0	0	0,44	0	0	0
	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	0,24	0,35	0	0	0	0	0	0
Cistaceae	<i>Cistus ladanifer</i> L.	0	0	7,27	4,08	0	0	3,26	4,50
	<i>Cistus psilosepalus</i> Sweet	0	0	0	0	0	0	0	2,50
	<i>Cistus salvifolius</i> L.	0	0	0	2,38	0	0	5,38	0
	<i>Halimium lasianthum</i> subsp. <i>lasianthum</i> (Lam.) Spach	0	0	6,64	1,03	0	0	3,24	1,13
	<i>Helianthemum aegyptiacum</i> (L.) Mill.	0	0	0	1,69	0	0	0	0

Família	Espécies	Maio				Junho			
		Lameiro	Souto	Mato	Azinhal	Lameiro	Souto	Mato	Azinhal
Convolvulaceae	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	0	0	0	0	0,66	1,71	0	0
Crassulaceae	<i>Sedum forsterianum</i> Sm.	0	0	0	0	0	0	0	0,38
	<i>Umbilicus rupestris</i> (Salisb.) Dandy	0	0	0	0	0	0	0	0,38
Cytinaceae	<i>Cytinus hypocistis</i> (L.) L.	0	0	0,97	0	0	0	0,49	0
Dioscoreaceae	<i>Tamus communis</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	2,82
Ericaceae	<i>Erica arborea</i> L.	0	0	0	1,09	0	0	0	0
	<i>Erica australis</i> L.	0	0	25,84	0	0	0	28,26	3,19
	<i>Erica umbellata</i> L.	0	0	0	0	0	0	4,89	0
Fabaceae	<i>Coronilla repanda</i> (Poir.) Guss.	0	0	0	0,27	0	0,64	0	0,75
	<i>Cytisus multiflorus</i> (L'Hér.) Sweet	0	0	2,35	1,52	0	0	6,72	4,22
	<i>Cytisus scoparius</i> subsp. <i>scoparius</i> (L.) Link	0	0	1,11	2,72	0	0	6,11	0
	<i>Cytisus</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	6,57
	<i>Cytisus striatus</i> (Hill) Rothm.	0	0	0	0	0	0	0	3,75
	<i>Genista florida</i> L.	0	0	0	4,76	0	0	0	3,75
	<i>Genista hystrix</i> Lange	0	0	0	0	0	0	0,98	4,69
	<i>Lathyrus cicera</i> L.	0,72	0	0,42	0	0,33	0	0	0
	<i>Lotus corniculatus</i> L.	0,67	0	0	0,38	1,66	0	0,49	0,38
	<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	0	0	0	0	0,33	0	0	0
	<i>Medicago polymorpha</i> L.	1,20	0	0	0	0,33	0	0	0
	<i>Ononis spinosa</i> L.	0	0	0	0	0,33	0	0	0
	<i>Ornithopus compressus</i> L.	0,68	0	0	0,27	1,22	0,32	0	0
	<i>Ornithopus perpusillus</i> L.	0,72	0	0	0,27	1,00	0,32	0	0,38
	<i>Pterospartum tridentatum</i> (L.) Willk.	0	0	7,01	0	0	0	8,37	0
	<i>Trifolium arvense</i> L.	0	0	0	0	0	0	0,49	0
	<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	1,20	0	0,42	0	0,66	0,32	0	0,38
	<i>Trifolium cernuum</i> Brot.	0	0	0	0	0,33	1,60	0	0
	<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	0,24	2,35	0	0	0	0	0	0
	<i>Trifolium glomeratum</i> L.	7,17	0	0	0	1,00	0	0,49	0
	<i>Trifolium incarnatum</i> L.	1,20	1,73	0	0	0	0,64	0	0
	<i>Trifolium pratense</i> L.	5,96	0,35	0	0	3,49	1,46	0	0
	<i>Trifolium repens</i> L.	6,57	4,68	0	0	16,61	2,96	0	0
	<i>Trifolium resupinatum</i> L.	0,24	0	0	0	0,66	1,76	0	0
	<i>Trifolium stellatum</i> L.	0	0	0	0	16,61	0	0	0
	<i>Trifolium striatum</i> L.	0	0	0	0	0	0,85	0	0
	<i>Trifolium strictum</i> L.	0	0,92	0	0	0	0	0	0
	<i>Trifolium subterraneum</i> L.	10,16	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trifolium vesiculosum</i> Savi	0	0	0	0	1,66	0	0	0
	<i>Vicia angustifolia</i> L.	0,24	0,78	0,42	0,27	0,50	0,32	0	0,38
<i>Vicia hirsuta</i> (L.) Gray	2,51	0	0	0	0,33	0	0	0	
<i>Vicia lutea</i> L.	0,24	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Vicia villosa</i> Roth	0	0	0	0	0	0,32	0	0	
Fagaceae	<i>Quercus pyrenaica</i> Willd.	0	0	3,03	0	0	0	1,41	0
	<i>Quercus rotundifolia</i> Lam.	0	0	3,07	17,24	0	0	3,26	14,70
Geraniaceae	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.	0	0,35	0	0	0	0,64	0	0
	<i>Erodium</i> sp.	0,24	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Geranium dissectum</i> L.	0	0,35	0	0	0	0,32	0	0
	<i>Geranium lucidum</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0,56

Família	Espécies	Maio				Junho			
		Lameiro	Souto	Mato	Azinhal	Lameiro	Souto	Mato	Azinhal
	<i>Geranium molle</i> L.	0,24	0	0,42	0,73	0	0	0	0
	<i>Geranium robertianum</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	1,31
Hypericaceae	<i>Hypericum perforatum</i> L.	0,24	0	0,83	0	0,66	0,32	2,45	0
Lamiaceae	<i>Acinos alpinus</i> (L.) Moench	0	1,04	0	0	0	0	0	0
	<i>Clinopodium vulgare</i> L.	0	0	0	0	0,33	0	0,49	0
	<i>Lavandula pedunculata</i> (Mill.) Cav.	0	0	2,08	1,00	0	0	0,49	1,88
	<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.	0	0,35	0	0	0	0,32	0	0
	<i>Stachys arvensis</i> (L.) L.	1,31	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Thymus mastichina</i> L.	0	0	0,83	0	0	0	0,98	0,38
Linaceae	<i>Linum bienne</i> Mill.	0	0,35	4,15	0	0	0	0	0
Oleaceae	<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl	0	0	0,42	5,44	0	0	0,98	4,69
Orchidaceae	<i>Serapias lingua</i> L.	0	0,35	0	0	0	0	0	0
Orobanchaceae	<i>Orobanche rapum-genistae</i> Thuill.	0	0	0,42	0	0	0	0,49	0
	<i>Parentucellia latifolia</i> (L.) Caruel	1,79	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Rhinanthus minor</i> L.	0	4,98	0	0	0	4,80	0	0
Plantaginaceae	<i>Anarrhinum bellidifolium</i> (L.) Willd.	0,24	0	0	0	0,33	0	0,49	0
	<i>Digitalis purpurea</i> L.	0	0	0	0	0	0,32	0	0
	<i>Plantago lanceolata</i> L.	1,34	4,84	0	0	1,83	4,19	0	0
	<i>Reseda luteola</i> L.	0	0	0	0	0	0,32	0	0
Poaceae	<i>Aegilops triuncialis</i> L.	0	0	0	0	6,65	0	0	0
	<i>Agrostis castellana</i> Boiss. & Reut.	0	0	0	0	0,33	11,74	0	0
	<i>Anthoxanthum amarum</i> Brot.	5,98	0,35	0	5,44	6,65	5,87	0	3,75
	<i>Anthoxanthum aristatum</i> subsp. <i>aristatum</i> Boiss.	0	0	0	13,61	0	2,13	0	0
	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	0	0,81	0	0	0	0	0	0
	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) J.Presl & C.Presl	4,78	0,46	1,25	0	2,99	4,80	0	3,57
	<i>Avena barbata</i> Link	1,20	1,50	0	0,27	0,50	1,60	0	7,51
	<i>Avenula sulcata</i> (Boiss.) Dumort.	0	2,59	0	5,44	0	0	0	0
	<i>Briza maxima</i> L.	0	0	0	0	0	0	0,98	0
	<i>Briza minor</i> L.	0	0,35	0	0	0	0,32	0	0
	<i>Bromus diandrus</i> Roth	1,79	8,64	0	4,76	1,66	6,40	0	0
	<i>Bromus hordeaceus</i> L.	0,88	3,55	0	0	1,33	0,43	0	0
	<i>Bromus madritensis</i> L.	0	5,36	0	0	3,32	5,55	0	0
	<i>Bromus</i> sp	3,59	0	15,23	1,50	0	0	0	0
	<i>Bromus sterilis</i> L.	2,99	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Bromus tectorum</i> L.	2,99	4,32	0	0	0	0	0	0
	<i>Cynosurus cristatus</i> L.	0	4,56	0	0	4,54	3,73	0	0
	<i>Cynosurus echinatus</i> L.	2,39	0	0	0	0,50	0	0	0,75
	<i>Dactylis glomerata</i> L.	0,84	1,73	4,15	0,82	0,80	0,48	2,77	0,75
	<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	0	0	0	0	0,33	4,00	0	0
	<i>Holcus lanatus</i> L.	0,48	5,67	0	0	0,66	8,00	0	0
	<i>Hordeum murinum</i> L.	0	0	0	0	0,66	0	0	0
	<i>Lolium rigidum</i> subsp. <i>rigidum</i> Gaudin	4,01	1,61	0	0	3,54	6,19	0	0
	<i>Molineriella laevis</i> (Brot.) Rouy	0,84	0	4,15	0	0	0	0	0
	NI	0	17,28	0	0	0,60	0	0	0
	<i>Trisetaria flavescens</i> subsp. <i>flavescens</i> (L.) Maire	0	0	0	0	0	3,20	0	0

Família	Espécies	Maio				Junho			
		Lameiro	Souto	Mato	Azinhal	Lameiro	Souto	Mato	Azinhal
Polygalaceae	<i>Vulpia</i> sp.	5,68	3,46	0	1,36	6,65	1,12	0	0
	<i>Polygala microphylla</i> L.	0	0	0	0	0	0	0,49	0
	<i>Polygala vulgaris</i> L.	0	0	0,42	0	0	0	0	0
	<i>Rumex acetosa</i> subsp. <i>acetosa</i> L.	0	0,69	0	0	0	0	0	0
	<i>Rumex acetosella</i> subsp. <i>angiocarpus</i> (Murb.) Murb.	0	1,73	0	0	0,66	0,64	0	0
	<i>Rumex bucephalophorus</i> L.	0,29	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Rumex conglomeratus</i> Murray	0,24	0	0	0	0,50	0	0	0,38
Polypodiales	NI	0	0	0	0	0	0	1,96	0
	<i>Pteridium aquilinum</i> subsp. <i>aquilinum</i>	0	0	0,42	0	0	0	0	0
Ranunculaceae	<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	0,96	1,57	0	0	0,33	0,96	0	0
Resedaceae	<i>Reseda luteola</i> L.	0	0,52	0	0,27	0	0	0	0
	<i>Sesamoides purpurascens</i> (L.) G.López	0,24	0	0	0	0	0	0	0
Rosaceae	<i>Rosa</i> sp.	0	0	1,45	2,72	0	0	4,89	6,88
	<i>Rubus ulmifolius</i> var. <i>ulmifolius</i> Schott	0	0	0	5,44	0	0	0	0
	<i>Sanguisorba verrucosa</i> (Link ex G.Don) Ces.	0	2,76	0	0	0,33	1,12	0,98	0
Rubiaceae	<i>Galium aparine</i> L.	0	0	0	0,95	0	0	0	0
	<i>Galium lucidum</i> subsp. <i>lucidum</i> All.	0	0	0	0	0	0	0	0,75
	<i>Galium parisiense</i> L.	0	1,04	0,83	0	0	0	0	0
	<i>Galium verum</i> subsp. <i>verum</i> L.	0	0	0	0	0	0,64	0	0
	<i>Sherardia arvensis</i> L.	4,00	0,52	0	0	0	0	0	0
Salicaceae	<i>Populus nigra</i> L.	0	0	0	5,44	0	0	0	0
Saxifragaceae	<i>Saxifraga granulata</i> L.	0,24	0	0	0	0	0	0	0
Thymelaeaceae	<i>Daphne gnidium</i> L.	0	0	2,08	0,27	0	0	2,61	0
Xanthorrhoeaceae	<i>Simethis mattiazzii</i> (Vand.) Sacc.	0	0	0,42	0	0	0	0,49	0

Tabela 2 - Relação entre as características e os eixos PCoA.

Maio						Junho					
Caraterística	Eixo	Teste	Estatístico	Valor	p-valor	Caraterística	Eixo	Teste	Estatístico	Valor	p-valor
<b>folha P</b>	PC1	Kruskal-Wallis	eta2	0,202	< 0,001	<b>folha P</b>	PC2	Kruskal-Wallis	eta2	0,690	< 0,001
<b>folha P</b>	PC2	Kruskal-Wallis	eta2	0,749	< 0,001	<b>folha P</b>	PC3	Kruskal-Wallis	eta2	0,429	< 0,001
<b>folha P</b>	PC3	Kruskal-Wallis	eta2	0,330	< 0,001	<b>folha N</b>	PC1	Kruskal-Wallis	eta2	0,151	< 0,001
<b>folha P</b>	PC4	Kruskal-Wallis	eta2	0,104	0,003	<b>folha N</b>	PC2	Kruskal-Wallis	eta2	0,883	< 0,001
<b>folha N</b>	PC1	Kruskal-Wallis	eta2	0,178	< 0,001	<b>folha N</b>	PC3	Kruskal-Wallis	eta2	0,547	< 0,001
<b>folha N</b>	PC2	Kruskal-Wallis	eta2	0,868	< 0,001	<b>folha N</b>	PC4	Kruskal-Wallis	eta2	0,067	0,016
<b>folha N</b>	PC3	Kruskal-Wallis	eta2	0,520	< 0,001	<b>altura da planta</b>	PC1	Kruskal-Wallis	eta2	0,048	0,042
<b>folha N</b>	PC4	Kruskal-Wallis	eta2	0,119	0,001	<b>altura da planta</b>	PC3	Kruskal-Wallis	eta2	0,452	< 0,001
<b>altura da planta</b>	PC3	Kruskal-Wallis	eta2	0,386	< 0,001	<b>altura da planta</b>	PC4	Kruskal-Wallis	eta2	0,095	0,004
<b>consistência</b>	PC3	Linear Model	r2	0,704	< 0,001	<b>consistência</b>	PC3	Linear Model	r2	0,546	< 0,001
<b>area de inflorescência</b>	PC1	Kruskal-Wallis	eta2	0,663	< 0,001	<b>consistência</b>	PC4	Linear Model	r2	0,134	< 0,001
<b>area de inflorescência</b>	PC3	Kruskal-Wallis	eta2	0,409	< 0,001	<b>area de inflorescência</b>	PC1	Kruskal-Wallis	eta2	0,803	< 0,001
<b>area de inflorescência</b>	PC4	Kruskal-Wallis	eta2	0,049	0,043	<b>area de inflorescência</b>	PC3	Kruskal-Wallis	eta2	0,235	< 0,001
<b>forma da flor</b>	PC1	Kruskal-Wallis	eta2	0,717	< 0,001	<b>area de inflorescência</b>	PC4	Kruskal-Wallis	eta2	0,256	< 0,001
<b>forma da flor</b>	PC2	Kruskal-Wallis	eta2	0,123	0,001	<b>forma da flor</b>	PC1	Kruskal-Wallis	eta2	0,882	< 0,001
<b>forma da flor</b>	PC3	Kruskal-Wallis	eta2	0,114	0,002	<b>forma da flor</b>	PC2	Kruskal-Wallis	eta2	0,175	< 0,001
<b>forma da flor</b>	PC4	Kruskal-Wallis	eta2	0,491	< 0,001	<b>forma da flor</b>	PC3	Kruskal-Wallis	eta2	0,095	0,004
<b>cor da flor</b>	PC1	Kruskal-Wallis	eta2	0,406	< 0,001	<b>forma da flor</b>	PC4	Kruskal-Wallis	eta2	0,608	< 0,001
<b>cor da flor</b>	PC2	Kruskal-Wallis	eta2	0,178	0,001	<b>cor da flor</b>	PC1	Kruskal-Wallis	eta2	0,735	< 0,001
<b>cor da flor</b>	PC3	Kruskal-Wallis	eta2	0,104	0,010	<b>cor da flor</b>	PC3	Kruskal-Wallis	eta2	0,114	0,008
<b>cor da flor</b>	PC4	Kruskal-Wallis	eta2	0,509	< 0,001	<b>cor da flor</b>	PC4	Kruskal-Wallis	eta2	0,776	< 0,001
<b>fenologia</b>	PC1	Kruskal-Wallis	eta2	0,343	< 0,001	<b>fenologia</b>	PC1	Kruskal-Wallis	eta2	0,594	< 0,001

Tabela 3 - Resultados dos GLM e LM para os parâmetros de regressão estimados e erros padrão da resposta da (i) dos índices de diversidade taxonómica e (ii) funcional das plantas ao tipo de habitat (lameiros, soutos, matos, azinhais).

<b>(i) Diversidade taxonómica</b>									
<b>Maio</b>					<b>Junho</b>				
<b>Riqueza - Trich</b>					<b>Riqueza - Trich</b>				
<b>Modelo Linear Generalizado: glm(Trich~habitat, Família="poisson")</b>					<b>Modelo Linear Generalizado: glm.nb(Trich~ habitat)</b>				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor		$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	2,944	0,178	16,539	0,000	Lameiro	2,970	0,205	14,492	0,000
Souto	0,147	0,248	0,591	0,555	Souto	0,000	0,290	0,000	1,000
Mato	-0,547	0,270	-2,023	0,043	Mato	-0,465	0,303	-1,536	0,125
Azinhai	-0,419	0,265	-1,580	0,114	Azinhai	-0,405	0,301	-1,348	0,178
<b>Índice de diversidade de Shannon -SDI</b>					<b>Índice de diversidade de Shannon - SDI</b>				
<b>Modelo Linear Generalizado: glm(SDI~ habitat, Família="Gamma")</b>					<b>Modelo Linear Generalizado: glm(SDI~ habitat, Família="Gamma")</b>				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor		$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	0,438	0,079	5,584	0,000	Lameiro	0,427	0,075	5,710	0,000
Souto	-0,015	0,109	-0,140	0,891	Souto	0,036	0,110	0,323	0,752
Mato	0,260	0,148	1,763	0,103	Mato	0,194	0,132	1,466	0,168
Azinhai	0,151	0,131	1,145	0,274	Azinhai	0,127	0,123	1,034	0,321
<b>(ii) Diversidade funcional</b>									
<b>Maio</b>					<b>Junho</b>				
<b>Dispersão funcional - Fdis</b>					<b>Dispersão funcional- Fdis</b>				
<b>Modelo Linear Generalizado: glm(Fdis~ habitat, Família="Gamma")</b>					<b>Modelo Linear Generalizado: glm(Fdis~ habitat, Família="Gamma")</b>				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor		$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	2,307	0,312	7,391	0,000	Lameiro	2,901	0,409	7,085	0,000
Souto	-0,096	0,432	-0,222	0,828	Souto	0,215	0,601	0,358	0,726
Mato	-0,115	0,431	-0,267	0,794	Mato	-1,322	0,466	-2,837	0,015
Azinhai	-0,407	0,404	-1,007	0,334	Azinhai	-1,608	0,448	-3,587	0,004
<b>Riqueza funcional - Fric</b>					<b>Riqueza funcional - Fric</b>				
<b>Modelo Linear Generalizado: glm(Fric~ habitat, Família="Gamma")</b>					<b>Modelo Linear Generalizado: glm(Fric~ habitat, Família="Gamma")</b>				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor		$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	51,540	34,968	1,474	0,166	Lameiro	8,583	2,880	2,980	0,011
Souto	-15,289	42,751	-0,358	0,727	Souto	5,100	5,420	0,941	0,365
Mato	-43,663	35,374	-1,234	0,241	Mato	-6,118	2,997	-2,041	0,064
Azinhai	-41,116	35,676	-1,152	0,272	Azinhai	-6,224	2,987	-2,084	0,059

Divergência funcional - Fdiv				
Modelo Linear Generalizado: glm(Fdiv~ habitat, Família ="Gamma")				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	1,134	0,052	21,705	0,000
Souto	0,068	0,076	0,888	0,392
Mato	0,027	0,075	0,359	0,726
Azinhal	-0,016	0,073	-0,216	0,833

Equitatividade funcional - Feve				
Modelo Linear Generalizado: glm(Feve~ habitat, Família ="Gamma")				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	2,069	0,144	14,404	0,000
Souto	0,195	0,213	0,914	0,379
Mato	0,061	0,206	0,297	0,772
Azinhal	-0,382	0,185	-2,060	0,062

Especialização funcional - Fspe				
Modelo Linear Generalizado: glm(Fspe~ habitat, Família ="Gamma")				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	3,252	0,258	12,582	0,000
Souto	0,076	0,370	0,205	0,841
Mato	-1,603	0,290	-5,530	0,000
Azinhal	-1,505	0,293	-5,131	0,000

Originalidade funcional - Fori				
Modelo Linear Generalizado: glm(Fori~ habitat, Família ="Gamma")				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	6,737	2,097	3,213	0,007
Souto	6,131	4,521	1,356	0,200
Mato	-4,149	2,247	-1,847	0,090
Azinhal	7,101	4,791	1,482	0,164

Número de entidades funcionais - Fnfe				
Modelo Linear Generalizado: glm(Fnfe~ habitat, Família ="Gamma")				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	2,546	0,174	14,589	0,000
Souto	0,195	0,240	0,815	0,415
Mato	-0,243	0,257	-0,944	0,345
Azinhal	-0,171	0,254	-0,672	0,502

Divergência funcional - Fdiv				
Modelo Linear Generalizado: glm(Fdiv~ habitat, Família ="Gamma")				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	1,171	0,086	13,572	0,000
Souto	0,205	0,133	1,537	0,150
Mato	-0,047	0,120	-0,394	0,701
Azinhal	-0,076	0,118	-0,647	0,530

Equitatividade funcional - Feve				
Modelo Linear Generalizado: glm(Feve~ habitat, Família ="Gamma")				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	2,479	0,284	8,737	0,000
Souto	0,350	0,430	0,813	0,432
Mato	-0,143	0,390	-0,367	0,720
Azinhal	-0,692	0,350	-1,979	0,071

Especialização funcional -Fspe				
Modelo Linear Generalizado: glm(Fspe~ habitat, Família ="Gamma")				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	2,473	0,162	15,238	0,000
Souto	0,280	0,243	1,152	0,272
Mato	-1,204	0,182	-6,598	0,000
Azinhal	-1,102	0,186	-5,938	0,000

Originalidade funcional - Fori				
Modelo Linear Generalizado: glm(Fori~ habitat, Família ="Gamma")				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	9,505	3,573	2,660	0,021
Souto	15,542	10,071	1,543	0,149
Mato	-5,542	3,872	-1,431	0,178
Azinhal	-2,372	4,468	-0,531	0,605

Número de entidades funcionais - Fnfe				
Modelo Linear Generalizado: glm(Fnfe~ habitat, Família ="Gamma")				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	2,603	0,205	12,684	0,000
Souto	-0,139	0,295	-0,471	0,638
Mato	-0,275	0,300	-0,918	0,359
Azinhal	-0,160	0,296	-0,542	0,588

<b>Redundância funcional - Fred</b>				
<b>Modelo Linear Generalizado: glm(Fred~ habitat, Família ="Gamma")</b>				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	0,668	0,027	24,317	0,000
Souto	0,036	0,040	0,900	0,386
Mato	0,271	0,047	5,717	0,000
Azinhäl	0,207	0,045	4,574	0,001
<b>Vulnerabilidade funcional - Fvuln</b>				
<b>Modelo Linear Generalizado: glm(Fvuln~ habitat, Família ="Gamma")</b>				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	1,153	0,041	28,074	0,000
Souto	0,111	0,061	1,820	0,094
Mato	-0,099	0,056	-1,779	0,101
Azinhäl	-0,053	0,057	-0,938	0,367

<b>Redundância funcional - Fred</b>				
<b>Modelo Linear Generalizado: glm(Fred~ habitat, Família ="Gamma")</b>				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	0,705	0,059	11,982	0,000
Souto	-0,123	0,076	-1,614	0,132
Mato	0,108	0,090	1,200	0,253
Azinhäl	0,174	0,094	1,850	0,089
<b>Vulnerabilidade funcional - Fvuln</b>				
<b>Modelo Linear Generalizado: glm(Fvuln~ habitat, Família ="Gamma")</b>				
	$\beta$	SE	Estatístico	p-valor
Lameiro	1,158	0,063	18,436	0,000
Souto	0,113	0,093	1,213	0,248
Mato	0,044	0,091	0,483	0,637
Azinhäl	-0,038	0,087	-0,432	0,674

Relation between traits and PCoA axes

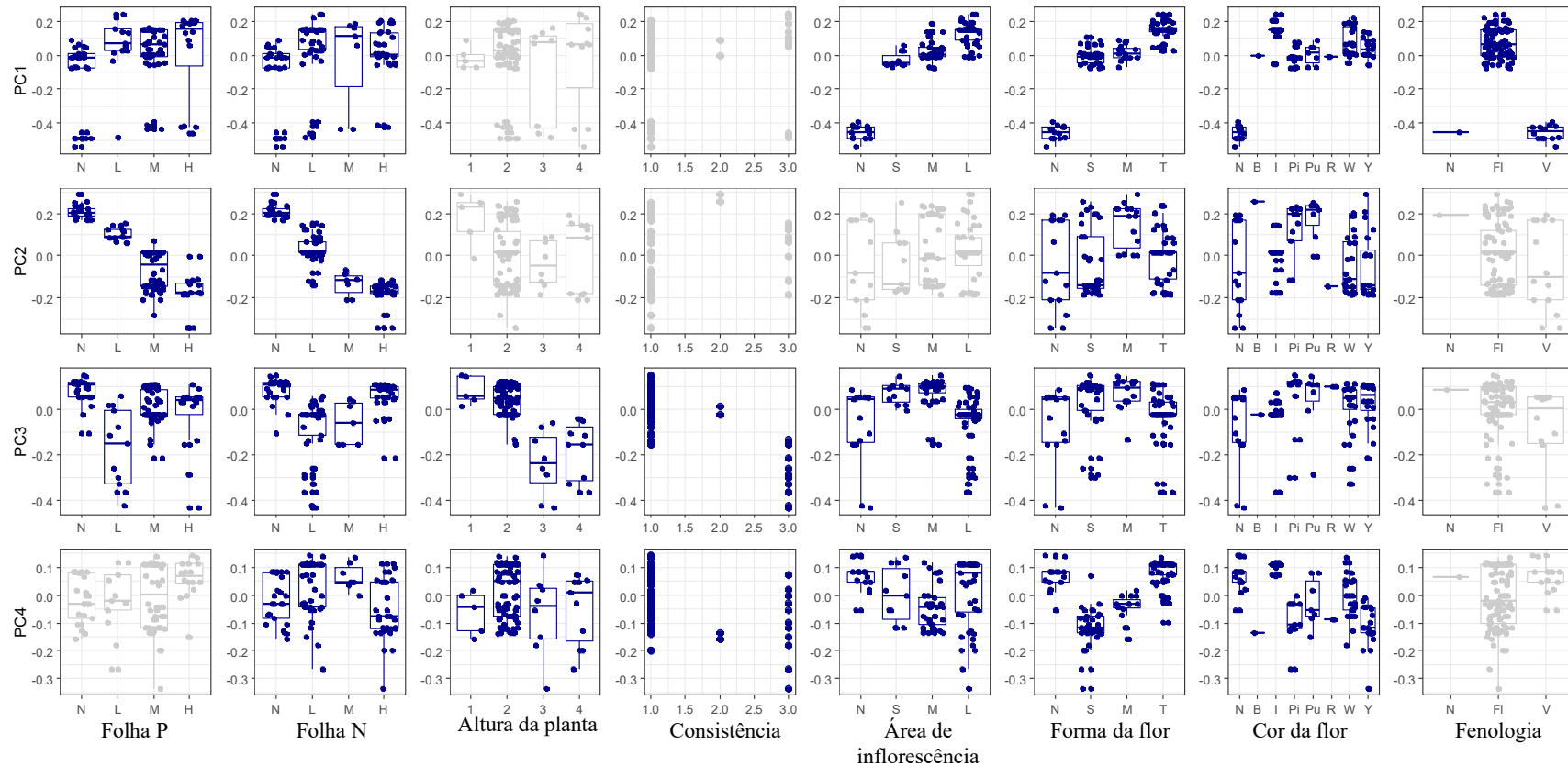


Figura 1-Relação entre as características e os eixos PCoA em maio. As caraterísticas significativas são mostradas em azul. Folha P - N: nenhuma, L: baixa, M: média, H: alta. Folha N - N: nenhuma, L: baixa, M: média, H: alta. Área de Inflorescência - N: nenhuma, S: pequena, M: média, L: grande. Forma da flor: N: nenhuma, S: pequena, M: média, T: total. Cor da flor - N: nenhuma, B: castanho, I: inconspícua, Pi: Rosa, Pu: Púrpura, R: vermelho, W: branco, Y: amarelo. Fenologia - N: nenhuma, Fl: Flor, V: vegetativa.

Relation between traits and PCoA axes

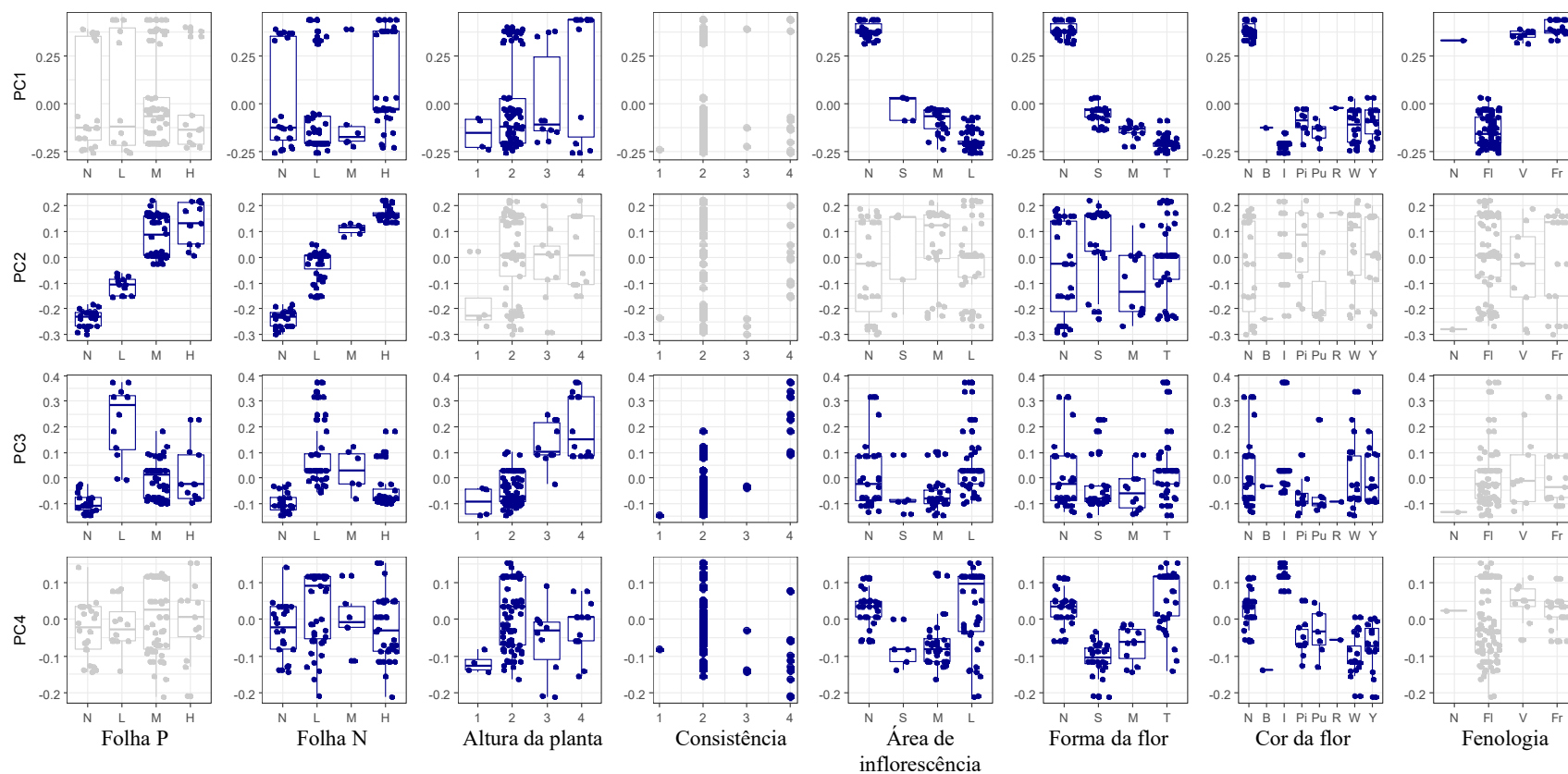


Figura 2-Relação entre as características e os eixos PCoA em junho. As caraterísticas significativas são mostradas em azul. Folha P - N: nenhuma, L: baixa, M: média, H: alta. Folha N - N: nenhuma, L: baixa, M: média, H: alta. Área de Inflorescência - N: nenhuma, S: pequena, M: média, L: grande. Acessibilidade - N: nenhum, S: pequeno, M: médio, T: total. Cor da flor - N: nenhuma, B: castanho, I: inconspícua, Pi: Rosa, Pu: Púrpura, R: vermelho, W: branco, Y: amarelo. Fenologia – N: nenhuma, Fl: Flor, V: vegetativo, Fr: Frutos.



Capítulo 5 – Conclusão geral e perspectivas futuras





## Conclusão geral

Neste trabalho foi identificada e quantificada a biodiversidade de artrópodes e respetivos serviços ecossistémicos prestados em habitats chave do Parque Natural de Montesinho (PNM), e reveladas interações planta-habitat-artrópode. No “capítulo 3” foram identificados os principais grupos funcionais e taxonómicos de artrópodes em lameiros, soutos, matos e azinhais (e.g., os predadores Carabidae, Coccinellidae, Staphylinidae e os fitófagos Curculinidae e Bruchinae). A diversidade taxonómica de artrópodes em lameiros e soutos não mobilizados foi superior que em matos e azinhais. Ainda, algumas funções dos artrópodes (i.e., predadores e fitófagos) foram associadas a lameiros e soutos, demonstrando a importância destes ambientes para as funções fornecidas por artrópodes durante a primavera, assim como a importância do seu estudo e conservação. A maior diversidade de artrópodes em lameiros e soutos poderá estar relacionada com uma maior cobertura de espécies vegetais herbáceas como sugere o “capítulo 4”, cujos resultados indicam uma relação positiva entre a diversidade taxonómica de plantas (mais elevada em soutos e lameiros) e a maioria dos grupos funcionais de artrópodes. Em relação ao efeito da diversidade funcional de plantas nas funções dos artrópodes, a abundância de alguns grupos funcionais de artrópodes incrementou em alguns casos com a dispersão (predadores, fitófagos e tendencialmente polinizadores), vulnerabilidade (predadores) e originalidade (fitófagos) funcional das plantas. Isto sugere que algumas características individuais (e.g. forma ou cor da flor) poderiam ser mais relevantes para as funções dos artrópodes que os índices de diversidade funcional agregados. Por outro lado, a menor redundância e maior vulnerabilidade funcional das plantas em habitats seminaturais indica que estes habitats precisam de atenção especial para conservar a sua diversidade funcional de plantas. No entanto os habitats seminaturais apesar de apresentarem uma abundância de artrópodes menor, apresentaram abundâncias relevantes de grupos funcionais importantes como predadores, polinizadores ou parasitoides.

## Perspetivas futuras

Este trabalho é uma primeira abordagem ao estudo das interações habitat-planta-artrópode no PNM no que o objetivo final é entender quais as características ou entidades funcionais de plantas que atraem certas espécies de artrópodes e assim fomentar a sua conservação e os serviços que estes possam fornecer. No entanto, ainda permanecem muitas questões que deverão ser clarificadas em futuros estudos, nomeadamente:

- O efeito de diferentes tipos de manejo nos diferentes habitats. O manejo – e.g., regime de pastoreio em lameiros – pode condicionar a riqueza e estrutura das comunidades de plantas e artrópodes porque diferentes espécies têm diferentes sensibilidades à perturbação (Wang e Tang, 2019; Torma et al., 2023). Por exemplo, nos lameiros, quer a estrutura quer a composição da vegetação – que dependem do manejo implementado – podem ser determinantes para a diversidade de artrópodes: Morris (2000) verificou que uma vegetação alta suporta uma diversidade mais elevada de artrópodes e Zhang et al., (2022) concluiu que a abundância de artrópodes em prados (*grasslands*) foi determinada pelas famílias de plantas e as suas coberturas. Os fatores relacionados com práticas de manejo não foram tidas em conta neste trabalho, uma vez que todos os lameiros e soutos amostrados apresentaram condições semelhantes. No entanto, no PNM existem lameiros, com aptidões e gestões diferentes, assim como diferentes estados de abandono. Os soutos, matos e azinhais podem ser também objeto de diferentes tipos de gestão. Estudos mais aprofundados nestes habitats e em regiões de montanha com condições variadas poderiam revelar informações importantes para a conservação dos artrópodes e a das suas funções.

-Uma identificação taxonómica mais detalhada das diferentes espécies de artrópodes poderá resultar em conclusões mais precisas, uma vez que diferentes espécies podem ter comportamentos diferentes em relação aos mesmos fatores.

-Neste trabalho as características das plantas foram definidas a *grosso modo* devido à ausência de conhecimento prévio, mas uma abordagem mais específica poderá resultar em respostas mais conclusivas das interações planta-artrópode.

-Estudos a longo prazo são imprescindíveis, uma vez que as variações intra e inter anuais terão efeitos significativos nas dinâmicas dos artrópodes e das plantas.

-Outros fatores não abordados neste estudo poderão apresentar efeitos importantes nos serviços ecossistêmicos fornecidos pelos artrópodes, e.g., a paisagem, altitude, outros habitats, diferentes tipo de solo, etc.

-Neste trabalho foi estudada a área central do PNM, mas outras áreas do parque, com outros bioclimas ou condições ambientais, poderão apresentar padrões diferentes.

-Por último e para satisfazer o objetivo de melhorar os serviços ecossistêmicos fornecidos por artrópodes, a quantificação de tais serviços quer ao nível das funções específicas, quer do seu valor econômico, deve ser avaliada.

## Bibliografia

Morris, M.G. (2000). The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands, *Biological Conservation*. 95: 129-142 [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00028-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00028-8).

Torma, A., Révész, K., Gallé-Szpisjak, N., Šeat, J. Szél, G., Kutasi, C., Malenovský, I., Batáry, P, Gallé, R. (2023). Differences in arthropod communities between grazed areas and grazing exclosures depend on arthropod groups and vegetation types. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 341. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108222>.

Wang, C., Tang, Y. (2019). A global meta-analysis of the response of multi-taxa diversity to grazing intensity in grasslands. *Environmental Research Letters*. 14: 114003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4932>

Zhang, W. (2022). Simulation of arthropod abundance from plant composition. School of Life Sciences. Sun Yat-sen University. China. International Academy of Ecology and Environmental Sciences. Hong Kong. Computational Ecology and Software